

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden mittaaminen aluetasolla

Nea Nerg

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden mittaaminen aluetasolla

Nea Nerg

Helsinki 2008

SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUS



SUOMEN YMPÄRISTÖKESKUKSEN RAPORTTEJA 29 | 2008
Suomen ympäristökeskus
Tutkimusosasto

Taitto: Seija Turunen

Julkaisu on saatavana ainoastaan internetistä:
www.ymparisto.fi/julkaisut

ISBN 978-952-11-3256-8 (PDF)
ISSN 1796-1726 (verkkokj.)

ALKUSANAT

Tämä selvitys on tehty Suomen ympäristökeskuksen toimeksiantona. Se toimii samalla pro gradu –tutkielmana Helsingin yliopiston Maatalous – metsätieteellisen tiedekunnan taloustieteen laitokselle.

Opinnäytetyötä valvoi Marko Lindroos (Helsingin yliopisto) ja ohjasi Riina Antikainen (Suomen ympäristökeskus, SYKE). Tutkielman aiheen rajoituksissa ja kommentoinnissa auttoivat myös Jaana Sorvari (SYKE), Outi Pyy (SYKE) sekä PIRRE-hankkeen ohjausryhmä. Loppuvaiheessa työtä kommentoi myös Jukka Hoffrén (Tilastokeskus).

Kiitän suuresti työn ohjaukseen ja kommentointiin osallistuneita henkilöitä sekä Eija-Leena Rantaa (Helsingin kaupungin ympäristökeskus) vuositilastoista. Lisäksi haluan kiittää taustajoukkojani saamastani tuesta.

Helsingissä heinäkuussa 2008

Nea Nerg

SISÄLLYS

Alkusanat	3
Sisälyys	5
Käsitteitä	7
1 Johdanto	11
2 Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistaminen	14
2.1 Puhdistamisen lainsäädännöllinen tausta lyhyesti	14
2.2 Riskien arviointi	15
2.3 Puhdistusprosessi, kustannukset ja kunnostusmenetelmät	16
2.4 Maa-alueiden puhdistamisen raja-alue aluetasolla	19
3 Ekotehokkuusmittari	21
3.1 Ekotehokkuuden yleinen määrittely ja tavoitteet	21
3.2 Mittareiden ominaisuuksia	22
3.3 Ekotehokkuuden erilaiset mittarit	23
3.4 Ekotehokkuusmittarin heikkouksia	26
3.5 Ekotehokkuuden mittaaminen aluetasolla	27
4 Ekotehokkuuden kehityksen seurantaan tukevat indikaattorit	30
4.1 Elinkaariarviointi maa-alueiden puhdistamisen kuormitustekijöiden ja ympäristövaikutusten mittaajana	30
4.1.1 Menetelmä	30
4.1.2 Menetelmän heikkoudet ja vahvuudet	31
4.1.3 Puhdistusmenetelmien ympäristövaikutukset	32
4.1.4 Kohdekohtaisten tarkastelujen ympäristökuormitus- ja ympäristövaikutusindikaattoreita	34
4.2 Materiaalivirta-analyysi	37
4.2.1 Menetelmä	37
4.2.2 Menetelmän heikkoudet ja vahvuudet	38
4.2.3 Maa-alueiden puhdistamisen materiaalivirrat aluetasolla	39
4.2.4 Materiaalivirtojen indikaattoreita	41
4.3 Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen tuottaman taloudellisen hyödyn kuvaaminen	42
4.3.1 Arvonlisäys ja bruttokansantuote	42
4.3.2 Riskien vähentämisen tuottama taloudellinen arvonlisäys	43
4.3.3 Ekotehokkuusmittari	43
4.3.4 Toiminnan tuottaman arvonlisäyksen ilmaiseminen eri vuosina	44
5 Alue- ja ekotehokkuuden tarkasteluun soveltuvat mittarit	45
5.1 Taustatekijät	46
5.2 Maa-ainesvirrat ja niiden haitta-aineet sekä kuljetusmatkat indikaattoreina	47
5.3 Ympäristövaikutus- ja ympäristökuormitusindikaattorit	49
5.4 Toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn indikaattorit	54
5.5 Ekotehokkuusmittari	55
5.6 Testaukseen valitut ekotehokkuuden indikaattorit	56
6 Ekotehokkuuden tarkasteluun soveltuvien indikaattoreiden testaus aluetasolla: Case Helsingin ympäristöhallinnollinen alue	58
6.1 Indikaattoreiden testaus	58

6.2 Arvio Helsingin ympäristöhallinnollisen alueen puhdistamisen ekotehokkuuden kehityksestä	65
6.3 Indikaattoreiden arviointi	66
7 Johtopäätökset	70
Kuvailulehti	77
Presentationsblad	78
Documentation page	79

KÄSITTEITÄ

Aggregaatti	Kokonaissumma (engl. Aggregate)
Alavirta	Alueelta pois vietävät materiaalit, tuotteet ja raaka-aineet
Alue, aluetaso	Ympäristöhallinnollinen alue, joka vastaa pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisesta. Tässä työssä tarkoitetaan ympäristöhallinnon hallinnollista aluetta, kuten alueellisia ympäristökeskuksia tai muuta aluetta, joka toimii itsenäisesti lupapäätösten myöntämisessä, valvonnassa ja raportoinnissa.
Ekotehokkuus-mittari	Toiminnan tuottaman arvonlisäyksen ja ympäristövaikutuksen tai -kuormitustekijän suhdeluku (engl. Eco-efficiency measure, ratio)
EURODEMO	Eurooppalainen yhteistyöverkosto tehokkaiden maaperän ja pohjaveden kunnostustoimien edistämiseksi (engl. European Co-ordination Action for Demonstration of Efficient Soil and Groundwater Remediation)
Factor 4	Luonnonvarojen kulutuksen määrää tulisi vähentää kertoimella 4 seuraavien 15 – 20 vuoden aikana
Factor 10	Luonnonvarojen kulutuksen määrä tulisi vähentää kertoimella 10 seuraavien 40 – 50 vuoden kuluessa
Hyöty	Tuotteiden ja palveluiden kuluttamisen tuottama tarpeentyydytys, joka tähtää tyytyväisyyden lisäämiseen (engl. Utility)
Irtikytkentä	Termi, joka kuvaa materiaalin kulutuksen ja ekologisten vaikutusten vähentymistä toiminnan tuottavan hyödyn samanaikaisesti kasvaessa (engl. decoupling)
Indikaattori	Luku tai vastaava, joka ilmaisee ilmiön tilaa tai kehitystä karkealla tasolla tai epäsuorasti tiivistäen monitoista tietoa. Käytetään päätöksenteon apuvälineenä. Esimerkiksi ekotehokkuuden kehityksen seurantaa tukevat indikaattorit.
ISO	Kansainvälinen standardisointiorganisaatio (engl. International Organization for Standardization)
Kunnostus	”Riskien rajoittaminen poistamalla niiden lähde tai rajoittamalla haitta-aineiden kulkeutumista tai niille altistumista” (Lähde: Ympäristöministeriö 2007, 11)
Kuormitusindikaattori	Ympäristökuormitusta osoittava indikaattori, joka saadaan elinkaariarvioinnin inventaarioanalyysi-vaiheesta
Kvalitatiivinen	Laadullinen
Kvantitatiivinen	Määrällinen
Lievästi pilaantunut	Maamassa, jonka haitta-ainepitoisuus on SAMASE-ohjearvon ja -raja-arvon välissä
Maa-alue	Kohteen maaperä ja pohjavesi
MATTI -tietojärjestelmä	Maaperän tilan tietojärjestelmä, joka on ympäristöhallinnon ylläpitämä tietokanta, ja jonka tarkoituksena on ylläpitää maaperän historiatietoja.
Massakilometri	Massamäärän ja kuljetusmatkan (km) tulo
MFA	Materiaalivirta-analyysi (engl. Material Flow Analysis)

MIPS	Materiaalivirtoihin perustuva ekotehokkuuden laskenta. Wuppertal Institutin kehittämä laskentamenetelmä, jossa materiaalipanoksen määrä jaetaan palvelusuoriteen hyötyjen määrällä (engl. Material Input Per Service)
Mittari	Mittari tiivistää eli aggregoi suuria tietoaaineistoja yhdeksi tunnusluvuksi. Se kuvaa muutosta absoluuttisina lukuarvoina, kuten esimerkiksi ekotehokkuusmittari. Mittari muodostuu indikaattoreista.
NRTEE	Kanadalainen liike-elämän ekotehokkuuden kehittämiseen keskittynyt Ympäristön ja talouden pyöreän pöydän järjestö (engl. The National Round Table on the Environment and Economy)
OECD	Taloudellisen yhteistyön ja kehityksen järjestö (engl. Organisation for Economic Co-operation and Development)
Primaarinen	Ensisijainen vaikutus
Puhdistaminen	”Haittojen ja riskien selvittäminen ja arviointi sekä niiden seuranta, poistaminen tai merkittävä vähentäminen” (Lähde: Ympäristöministeriö 2007, 12)
SAMASE –ohjearvo	Niin kutsutussa SAMASE-hankkeessa määritetty maaperän haitta-ainepitoisuuden vertailuarvo. Ohjearvo on arvioitu sellaiseksi, että sen alapuolella oleva haitta-ainepitoisuus ei aiheuta haittaa ihmisille tai ympäristölle. Ohjearvon alittavilla maa-aineksen pitoisuuksilla ei maankäytölle tai maamassojen sijoitukselle ole rajoituksia.
SAMASE –raja-arvo	Niin kutsutussa SAMASE-hankkeessa määritetty maaperän haitta-ainepitoisuuden vertailuarvo, jonka ylittyessä vaaditaan kunnostustoimenpiteitä tai riskinarviota maa-alueen kunnostustarpeen arvioimiseksi
Sekundaarinen	Toissijainen vaikutus
Taloudellinen hyöty	Hyödykkeiden ja palveluiden kuluttamisesta saatu hyöty, joka ilmaistaan rahamääräisenä
Taloudellisen hyödyn suuntaa-antava indikaattori	Taloudellisen toiminnan tuottamaa hyötyä ei aina voida tai haluta ilmaista rahamäärällisesti, tällöin toiminnasta saatava hyöty voidaan ilmaista suuntaa-antavina indikaattoreina, kuten esimerkiksi megawattitunteina tai toimitilojen lattia-pinta-alaa
Toiminnan tuottama arvonlisäys	Taloudellisesta toiminnasta saatava taloudellinen hyöty
Toiminnan tuottama taloudellinen hyöty	Käytetään ekotehokkuustarkasteluissa kuvaamaan toiminnan tuottamaa arvonlisäystä.
Toksisuus	Myrkyllisyys
Ulkoisvaikutus	Tuotannon tai kulutuksen positiivinen tai negatiivinen vaikutus, josta ei suoriteta maksua
UNCTAD	Yhdistyneiden kansakuntien kauppaa- ja kehityskomissio (engl. United Nations Conference on Trade and Development)
Ylävirta	Alueelle tuotavat materiaalit, energia ja raaka-aineet
Vaikutusluokka	Ympäristövaikutusta osoittava tekijä, joka saadaan elinkaariarvioinnin vaikutustenarviointi –vaiheesta
Voimakkaasti pilaantunut	Maamassa, jonka haitta-ainepitoisuus ylittää SAMASE –raja-arvon

WBCSD	Maaailman kaupan kestävän kehityksen neuvosto (engl. World Business Council for Sustainable Development), joka pyrkii edistämään yritysten kestävän kehityksen mukaisia toimintamalleja.
Ympäristökuormitus	Elinkaariarvioinnin inventaarioanalyysissä tuotettu tieto erilaisista tuotoksista, joita tuotteen tai palvelun tuottamiseen sisältyy. Esimerkiksi hiilidioksidipäästö.
Ympäristövaikutus	Elinkaariarvioinnin vaikutustenarvioinnissa ympäristökuormitustekijät luokitellaan ympäristövaikutusluokkiin, kuormitusten vaikutusten mukaisesti. Esimerkiksi ympäristökuormitus hiilidioksidipäästö luokitellaan ilmastomuutoksen vaikutusluokkaan.

1 Johdanto

Ekotehokkuus esiteltiin ensimmäisen kerran suurelle yleisölle Yhdistyneiden kansakuntien kestävä kehityksen konferenssissa Rio de Janeirossa vuonna 1992 (Schaltegger ja Burritt 2000, 49; WBCSD 2000a, 9). Yleisesti ottaen ekotehokkuudella tarkoitetaan toiminnasta saadun taloudellisen hyödyn kasvua pienemmillä ekologisilla vaikutuksilla (WBCSD 2000b, 7). Tätä kutsutaan myös irtikytkenäksi, jota voidaan pitää kansantalouden tasolla ekotehokkuuden tavoitteena (Honkasalo 2001, 7–8). Ekotehokkuutta voidaan kuvata myös toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn ja ympäristövaikutusten suhdeluvulla (NRTEE 2001; UNCTAD 2004; WBCSD 2000b). Tuotetun hyödyn lisäyksen arviointiin voidaan käyttää myös erilaisia taloudellisen hyödyn suuntaa-antavia indikaattoreita, kuten toimitilojen lattiapinta-alaa (NRTEE 2001) tai tuotannon volyymiä (WBCSD 2000b). Ekotehokkuus on käsitteenä hyvin laaja. Laajimmillaan ekotehokkuuteen liittyy myös sosiaalinen ja yhteiskunnallinen näkökulma. Ekotehokkuus on yksi tärkeimmistä kestävä kehityksen mittaamisen työkaluista.

Ekotehokkuuden mittareita on määritelty globaalilla, kansallisella, yritys ja tuotetasoilla, mutta aluetasolla mittareita on tutkittu vain vähän (Hinterberger ja Schneider 2001, 2; Norland ja Lafferty 2003, 26). Vasta viime aikoina ekotehokkuuden mittarit on katsottu tärkeäksi keinoksi edistää muun muassa alueiden tasa-arvoisuutta ja kansallisen tason suunnittelua (Mickwitz, Melanen, Rosenström ja Seppälä 2005, 1604–1605). Esimerkiksi Suomessa vuosina 2002–2004 käynnissä olleessa Alueellisen ekotehokkuuden (The Eco-efficiency of Regions – Case Kymenlaakso, ECOREG) -hankkeessa tutkittiin Kymenlaakson maakunnan ekotehokkuutta, ja määriteltiin aluetasolla ekotehokkuuden mittareita. Hankkeessa sovellettiin luonnonvarojen kulutusta ja ympäristön kuormittumista kuvaavia indikaattoreita sekä sosiaalisia ja taloudellisen hyödyn lisäyksen mittareita. (Melanen ym. 2004, 14–27.) Tutkimuksen perusteella on suositeltavaa käyttää erilaisia ympäristön kuormittumiseen ja materiaalivirtoihin liittyviä indikaattoreita, sillä niillä on erilaiset hyödyt ja haitat. Hankkeessa erilaisten materiaalivirtojen ja ympäristökuormitusten sekä toiminnan tuottaman arvonlisäyksen perusteella tarkasteltiin irtikytkenän ajallista toteutumista. Lisäksi laskettiin ekotehokkuusmittari muun muassa alueella tuotettujen tuotteiden lisäarvon ja ympäristövaikutusten suhdeluvusta. (mt.)

Suomessa pilaantuneita maa-alueita on ympäristöhallinnon arvioiden mukaan noin 20 000 kohteessa. Pilaantuneeseen maa-alueeseen liittyy terveys- ja ympäristöriskejä, joita pyritään hallitsemaan ja vähentämään erilaisten puhdistusmenetelmien avulla. Vuosittain maa-alueiden puhdistamiseen arvioidaan kuluvan noin 50–70 miljoonaa euroa (Järvinen ja Salonen 2004, 13). Yleisin käytössä oleva pilaantuneiden maa-alueiden kunnostusmenetelmä on massanvaihto, jossa maa-aines toimitetaan loppusijoitettavaksi kunnostuskohteen ulkopuolelle (Kauppila ja Tuomainen 2006). Massanvaihto ei kuitenkaan täytä ekotehokkuuden kriteerejä esimerkiksi elinkaari-ajattelun tai materiaalitehokkuuden osalta. Suomessa pilaantuneiden maa-alueiden

riskinhallintaa ja ekotehokkuutta on aiemmin tutkittu Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus -hankkeessa (PIRRE) vuosina 2003–2006 (Sorvari ja Antikainen 2004, 11). Hankkeessa on havaittu, ettei pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen riskinhallinta toteudu ekotehokkaasti, ja että ekotehokkuuden määreet jopa puuttuvat toiminnasta (mts., 56). PIRRE-hankkeen toisessa vaiheessa on tarkoitus testata käytännön kunnostuskohteissa ensimmäisessä vaiheessa kehitettyä pilaantuneiden maa-alueiden ja pohjaveden ekotehokkuuden kohdekohtaista laskentaohjelmaa sekä laajentaa pilaantuneen maaperän ja pohjavesien ekotehokkuus käsitettä aluetasolle (Antikainen ja Sorvari 2006, 63). Hankkeen toinen vaihe toteutetaan vuosina 2006–2009.

Tämän selvityksen tarkoituksena on tarkastella pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamistoiminnan ekotehokkuuden mittaamista aluetasolla vuosittaisten aikasarjatietojen perusteella. Työssä pohditaan, mitkä materiaalivirtojen, ympäristön kuormittumisen ja toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn indikaattorit mahdollistavat parhaiten pilaantuneiden maa-alueiden ja pohjavesien puhdistamisen ekotehokkuuden kehityksen seurannan aluetasolla. Lisäksi pohditaan, millainen ekotehokkuusmittari soveltuisi ekotehokkuuden seurannan välineeksi. Valittuja indikaattoreita testataan Helsingin ympäristöhallinnollisen alueen lähtötiedoilla.

Ekotehokkuus määritellään tässä työssä kuten World Business Council for Sustainable Development (WBCSD) (2000a, 9):

”Ekotehokkuus saavutetaan tuottamalla hyvinvointia lisääviä, kilpailukykyisesti hinnoiteltuja tuotteita ja palveluja, samalla koko ajan vähentäen niiden elinkaaren aikaista ekologista vaikutusta ja materiaali-intensiteettiä vähintään tasolle, joka vastaa maapallon kantokykyä.”

Edellä olevan määritelmän avulla voidaan tätä työtä varten määritellä kriteeri, jonka mukaan *aluetasolla ekotehokas pilaantuneiden maa-alueiden puhdistaminen hallitsee haitta-aineiden riskit sekä aiheuttaa mahdollisimman vähän päästöjä ympäristöön ja käyttää mahdollisimman vähän luonnonvaroja ja joka on samalla taloudellisesti tehokas*. Laajimmillaan ekotehokkuus käsittää myös kestävän kehityksen kolmannen ulottuvuuden, sosiaaliset vaikutukset, mutta ne on rajattu pois tästä tutkielmasta laajuutensa takia.

Ympäristöministeriön laatimassa ohjeessa pilaantuneiden maa-alueiden *puhdistamisella* tarkoitetaan: ”haittojen ja riskien selvittämistä ja arviointia, sekä niiden seurantaa, poistamista tai merkittävää vähentämistä” (Ympäristöministeriö 2007, 12). Tämä tarkoittaa sitä, että maa-alueen pilaantuneisuus selvitetään ja puhdistustarve arvioidaan riskinarvioperusteisesti. Arvion perusteella maa-alue voidaan luokitella joko kunnostustoimenpiteitä vaativaksi alueeksi tai kohde voidaan jättää kunnostamatta. Kunnostamatta jättämiseen liittyy kuitenkin usein esimerkiksi vesien jälkitarkkailuvelvoite. *Kunnostuksella* tarkoitetaan maa-alueen haitta-aineiden poistamista tai kulkeutumisen rajoittamista erilaisilla kunnostusmenetelmillä (Ympäristöministeriö 2007, 11). Lähtöhypoteesina tutkimuksessa on, ettei pilaantuneiden maa-alueiden puhdistaminen nykyisellään toteudu ekotehokkaasti aluetasolla. Täten tarvitaan toimenpiteitä ekotehokkuuden parantamiseksi ja mittareita toiminnan edistymisen havaitsemiseksi.

Aluetasolla tässä työssä tarkoitetaan hallinnollista aluetta, joka vastaa puhdistamistoimenpiteistä, ja joka toimii itsenäisesti puhdistuskohteiden luvittamisessa ja valvonnassa alueellaan. Alueen sisällä voi olla useita puhdistuskohteita. Tarkastelun rajaukset on esitetty tarkemmin luvussa 2.4.

Luvussa kaksi perehdytään pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen toimintakenttään. Tämän jälkeen luvussa kolme tarkastellaan ekotehokkuusmittaria. Luvussa neljä keskitytään pohtimaan ekotehokkuuden kehityksen seurantaa tukevia indikaattoreita elinkaariarvioinnin ja materiaalivirta-analyysin avulla. Lisäksi luvus-

sa pohditaan pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen tuottaman taloudellisen hyödyn arviointiin soveltuvia mittareita. Viidennessä luvussa arvioidaan ja valitaan indikaattorit pilaantuneiden maa-alueiden aluetason tarkasteluun. Valitut indikaattorit testataan Helsingin alueen tiedoilla luvussa kuusi. Johtopäätökset on esitetty luvussa seitsemän.

Aineisto selvitykseen on kerätty tieteellisistä julkaisuista ja alan kirjallisuudesta. Aineiston perusteella aluetason empiiriseen tarkasteluun valittuja mittareita testataan Helsingin ympäristöhallinnollisen alueen tiedoilla. Helsingin tiedot on valittu tarkasteluun, koska kaupunki on itsenäinen ympäristöhallinnon alue, joka osallistuu alueellaan pilaantuneiden maa-alueiden puhdistushankkeiden luvitukseen ja lupamääräysten valvontaan. Tiedot testaukseen kerättiin pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen loppuraporteista, joissa on tietoa esimerkiksi kohdekohtaisista puhdistamisen vaiheista, maa-ainesmääristä, maa-aineksen sisältämien haitta-aineiden pitoisuuksista, jätteen määrästä, kunnostusmenetelmistä ja loppusijoituskohteista. Helsingin kaupungin ympäristökeskus kerää tietoa puhdistettujen maa-alueiden loppuraporteista vuotuisen ympäristöraporttiin sekä investointien kustannustietoa ympäristötilinpitoon. Helsingin pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen maa-ainesmäärätietojen aineistona on käytetty Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen ympäristölautakunnan pöytäkirjoja ja niihin liittyviä massavirtataulukkoja.

Selvityksen lopputulosta voivat hyödyntää niin ympäristöviranomaiset arvioidesaan ekotehokkuuden ja irtikytkenän edistymistä aluetasolla. Lisäksi selvityksen tulosten avulla voidaan huomioda maa-alueiden puhdistustyömaiden sekä aluetason raportoinnin puutteita ja tulevaisuuden kehitystarpeita, jotta raportointi tukisi aluetason ekotehokkuuden kehityksen seuranta.

Tämä selvitys pohjautuu pro gradu –tutkielmaan, joka on laadittu Helsingin yliopiston Maatalous-metsätieteellisen tiedekunnan Taloustieteen laitokselle. Selvitys on osa Suomen ympäristökeskuksen ohjaaman PIRRE-hankkeen toista vaihetta. Hankkeessa ovat mukana Helsingin kaupunki, Pirkanmaan alueellinen ympäristökeskus ja Ekokem Oy.

2 Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistaminen

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamiseen liittyy runsaasti lainsäädäntöä ja erilaisten riskien hallintaa. Tässä luvussa esitellään pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamiseen liittyvä lainsäädännöllinen tausta lyhyesti sekä riskinhallintaan liittyviä näkökulmia. Tämän lisäksi kuvaillaan kunnostusprosessin eteneminen ja esitellään erilaisia kunnostusmenetelmiä. Lopuksi pohditaan puhdistamisen aluetason rajoja.

2.1

Puhdistamisen lainsäädännöllinen tausta lyhyesti

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisesta vastaa ensisijaisesti ympäristöhaitan aiheuttaja. Maa-alue tulee puhdistaa tilaan, josta ei ole haittaa terveydelle tai ympäristölle. Mikäli haitan aiheuttajaa ei tiedetä tai aiheuttajaa ei saada toiminnastaan vastuuseen, ja maa-alueen haltija on ollut tietoinen kohteen pilaantuneisuudesta, siirtyy puhdistusvastuu maa-alueen haltijalle. Jos haltijaa ei voida velvoittaa kaikilta osin puhdistamaan kohdetta, huolehtii kunta viimekädessä maa-alueen puhdistamisesta. (Ympäristönsuojelulaki 2000/86, 75 §.) Maaperän puhdistamisen vastuukysymyksiin sovelletaan ympäristönsuojelulakia 1.1.1994 jälkeen tapahtuneissa pilaamistapauksissa. Tätä ennen tapahtuneisiin maaperän pilaantumistapauksiin sovelletaan jätehuoltolakia (673/1978).

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistaminen ja maa-ainesten käsittely on luvanvaraista toimintaa (Ympäristönsuojelulaki 2000/86, 12 § ja 28 §). Pilaantunut maa-aines luokitellaan jätteeksi (Jäteasetus 1993/1072, 1 §), joten sen puhdistusta ja käsittelyä ohjaa myös jätelaki. Jätelain ja ympäristönsuojelulainsäädännön rinnalle jätteiden loppusijoitusta ohjaamaan on määrätty valtioneuvoston päätös kaatopaikoista 861/1997. Sen liitettä 2 on tarkennettu kaatopaikkakelpoisuuksien yleisten käytäntöjen osalta asetuksella 202/2006, jossa on määritelty kaatopaikkaluokat ja erilaiset kaatopaikoille soveltuvat materiaalit ja haitta-aineet. Lisäksi on säädetty kaatopaikkojen jälkitarkkailusta. Asetuksen perusteella kaatopaikalle toimitettavista pilaantuneista maa-aineksista vaaditaan tietyiltä osin arvio kaatopaikkakelpoisuudesta. Ennen 1.1.1994 tapahtunut maa-alueiden saastuminen ja roskaantuminen tai ennen määräpäivää päättynyt kaatopaikka- ja käsittelytoiminta käsitellään voimassaolevien säädösten mukaisesti (Jätelaki 1993/1072 77 §), kuten esimerkiksi jätelain korvaaman jätehuoltolain (673/1978) mukaisesti.

Kunnostuksissa tulee käyttää parasta käyttökelpoista tekniikkaa, josta määrätään ympäristönsuojeluasetuksen pykälässä 37. Parhaalla käyttökelpoisella menetelmällä tarkoitetaan tehokkaita ja kehittyneitä teknisiä kunnostusmenetelmiä, jotka minimoivat kunnostuksen ympäristövaikutuksia ja ovat taloudellisesti tehokkaita (Ympäristönsuojelulaki 2000/86, 3 §). Pilaantuneiden maa-alueiden kunnostuksille parhaan

käyttökelpoisen tekniikan -kriteerien tarkentaminen kuuluukin valtakunnalliseen jätehuoltosuunnitelman tavoitteisiin (Valtioneuvosto 2008, 15).

Uudessa Valtioneuvoston 10.4.2008 hyväksymässä jätesuunnitelmassa pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen pääkohdaksi on nimetty pilaantuneiden kohteiden kunnostaminen ekotehokkaasti. Suunnitelmassa korostuu riskinarvioon perustuvien kunnostustarpeiden arviointien laadinta. Kunnostusvaatimuksia myös yhtenäistään ympäristöhallinnossa erityisesti kaatopaikoille sijoitettavien maa-ainesten ja maarakentamisessa hyödyntämisen osalta. Lisäksi tavoitteena on kehittää pilaantuneiden maa-alueiden parhaan käyttökelpoisen tekniikan ohjeistusta. Suunnitelma on voimassa 31.12.2016 tai uuden jätesuunnitelman voimaantuloon asti. (Valtioneuvosto 2008, 14–16.) Jätteiden hyötykäytöstä on määrätty jätelaissa. Sen mukaan jätteet pitäisi hyödyntää ensisijaisesti aineena ja toissijaisesti energiana (Jätelaki 1993/1072, 6 § kohta 3). Myös parhaaseen käyttökelpoiseen tekniikkaan liittyy periaate, jonka mukaan jätteen määrää ja haitallisuutta tulee vähentää (Ympäristönsuojelulaki 2000/86, 37 § kohta 1). Jäte tulee hyödyntää, mikäli se on teknisesti mahdollista, eikä se aiheuta kohtuuttomia lisäkustannuksia (Ympäristönsuojelulaki 2000/86, 6 § kohta 2).

Maaperän haitta-aineet voivat kulkeutua maaperästä pinta- ja pohjavesiin, sekä läheisiin vesistöihin. Täten pilaantuneiden maa-alueiden kunnostukseen saattaa liittyä myös pilaantuneen veden puhdistamista. Ympäristönsuojelulaissa on kielletty pohjaveden pilaaminen (Ympäristönsuojelulaki 2000/86, 8 §). Tällä hetkellä ympäristölainsäädäntö ja terveysnormit ohjaavat pohjaveden pilaantuneisuuden arvioita. Sosiaali- ja terveysministeriö on laatinut talousvedelle laatuvaatimukset (Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 461/2000), joita usein käytetään viitearvoina myös pohjaveden kunnostamisessa. EU:n pohjavesidirektiivin (2006/118/EY) sisältö, joka käsittelee pohjavesien kemiallisen tilan arvioimisen laatuksikriteereistä, on tarkoitus asettaa suomalaiseen lainsäädäntöön vuoden 2008 aikana. (Ympäristöministeriö 2007, 16–17.) Vesistöjen laadunseurantaa helpottamaan on asetettu myös Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle haitallisista ja vaarallisista aineista (Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista 1022/2006). Asetus tuli voimaan 1.12.2006. Asetuksen tavoitteena on suojella ja parantaa pintavesien laatua (Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista 1022/2006, 1 §).

2.2

Riskien arviointi

Pilaantuneet maa-alueet saattavat vaikuttaa ihmisten terveyteen, ekosysteemeihin, maankäyttöön sekä maaperän ja pohjaveden laatuun. Maaperänsuojelussa pääpaino on maaperän ja pohjaveden ympäristö- ja terveysvaikutusten riskeissä. (Vegter, Lowe ja Kasamas 2002, 3–4.) Riskinarvioinnilla on tarkoitus hallita näitä haittoja. Tarkasteltaessa riskinäkökulmaa hieman laajemmin kohteiden puhdistamisen hallinnan kannalta voidaan riskeiksi tunnistaa ympäristö- ja terveysriskien lisäksi taloudelliset ja sosiaaliset riskit (mts., 65; Kaufman, Rogers ja Murray 2005). Täten riskinhallinnalla on ekotehokkuudelle ja kestäväälle kehitykselle tyypillisiä piirteitä. Ekotehokkuudessa ympäristö- ja terveysriskien hallintaa aluetasolla täytyy lähestyä kunnostuskohteiden tasolta. Aluetasolla pilaantuneen maa-alueen riskit vähenevät kohdekohtaisten puhdistusten myötä, jolloin maaperä joko kunnostetaan tai riskit arvioidaan ja kohde jätetään jälkiseurantaan. Pilaantuneet maa-alueet puhdistetaan noudattaen puhdistustarpeen arvioinnin lainsäädännöllistä vaatetta soveltaen maankäytön riskitasoja.

Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantumisen ja puhdistustarpeen arvioinnista korostaa kohdekohtaista riskinarviota. Asetus tuli voimaan 1.6.2007 (Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007). Asetuksessa vaaditaan tapauskohtaista harkintaa puhdistustarpeen arvioinnissa siten, että huomioon otetaan kohteen maankäyttötarkoitus sekä haitta-aineiden ympäristö- ja terveysvaikutukset. Riskinarviossa tunnistetaan, määritellään ja kuvataan riskejä (Ympäristöministeriö 2007, 12), kuten esimerkiksi haitta-aineiden pitoisuuksia, kulkeutumista sekä altistusreittejä lyhyellä ja pitkällä aikavälillä. Kunnostuksen tarkoituksena on saavuttaa tarkoituksenmukainen kohdekohtainen riskitaso (mts., 9–13).

Asetuksessa haitta-ainepitoisuuksille on määritelty kynnysarvo sekä alempi ja ylempi ohjearvotaso (Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007). Maankäytöstä riippuen alemman tai ylemmän ohjearvotason ylittäviä haitta-ainepitoisuuksia pidetään yleisesti pilaantuneina, paitsi jos riskinarvion perusteella pilaantuneisuudesta voidaan toisin todeta. Maa-alueen puhdistustarve täytyy arvioida aina, jos haitta-aineiden pitoisuudet ylittävät kynnysarvon. Kynnysarvon sijasta voidaan soveltaa haitta-aineiden taustapitoisuuksia. Taustapitoisuudella ympäristössä tarkoitetaan pintamaassa laajasti esiintyvää haitta-ainepitoisuutta. (mt.) Taustapitoisuudella ei kuitenkaan tarkoiteta pilaantuneeksi epäilystä kohteesta peräisin olevia haitta-ainepitoisuuksia, vaan yleisesti luontaisesti, liikenteestä tai teollisuudesta peräisin olevia hajakuormituspäästöjä (Ympäristöministeriö 2007, 12–13).

Ennen Valtioneuvoston asetusta (Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007) kunnostustarpeen arviointi perustui Puolanteen, Pyn ja Jeltschin (1994) määrittelemiin ohje- ja raja-arvoihin (SAMASE -arvoihin) sekä Dahlbon (2001) määrittelemiin ongelmajätteen raja-arvopitoisuuksiin. SAMASE-arvot on jaettu ohje- ja raja-arvoihin (Puolanne ym. 1994, 37). Ohjearvolla tarkoitetaan haitta-ainepitoisuutta, jonka ei tiedetä aiheuttavan haittaa ihmiselle tai ympäristölle. Tällöin maankäytölle tai maa-ainesten sijoittamiselle ei ole rajoituksia. Vastaavasti raja-arvo kuvastaa haitta-ainepitoisuuden tasoa, joka vaatii jo kunnostustoimenpiteitä tai riskinarviota kunnostustarpeen arvioimiseen (mt.). Mikäli haitta-ainepitoisuus on ohje- ja raja-arvon välissä, luokitellaan maa-aines lievästi pilaantuneeksi. Jos taas haitta-aineen raja-arvopitoisuus ylittyy, luokitellaan maa-aines voimakkaasti pilaantuneeksi maaksi. Ongelmajätteeksi luokiteltavien aineiden raja-arvot on määritelty Dahlbon (2001) teoksessa.

Maaperän pilaantumisen ja puhdistustarpeen arviointia ohjaavan Valtioneuvoston asetuksen (Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007) mukaan maa-aineksia ei enää voida jaotella termeillä lievästi tai voimakkaasti pilaantunut kuten SAMASE-ohjeen mukaan tehtiin. SAMASE-arvojen lievästi pilaantunut maa-aines vastaa kutakuinkin Valtioneuvoston asetuksen kynnysarvon ja ylemmän ohjearvotason välisiä pitoisuuksia, ja voimakkaasti pilaantuneita maa-aineksia vastaavat yli ylemmän ohjearvotason olevat haitta-ainepitoisuudet. SAMASE ohje- ja raja-arvot tai Valtioneuvoston asetuksen kynnysarvotasot ja ylempät ohjearvotasot eivät ole kuitenkaan täysin yhtenevät, vaan jotkin haitta-ainepitoisuuksien tasot ovat korkeampia ja toiset matalampia uudessa asetuksessa.

2.3

Puhdistusprosessi, kustannukset ja kunnostusmenetelmät

Pilaantuneiden maa-alueiden kunnostaminen alkaa kohteen maaperätutkimuksella, jossa tutkitaan maaperän haitta-aineet ja niiden pitoisuudet sopivalla näytteenot-

totiheydellä. Tämän jälkeen laaditaan saatujen tietojen perusteella kunnostuksen yleissuunnitelma, jossa arvioidaan esimerkiksi kunnostustarvetta ja -menetelmiä huomioiden muun muassa lainsäädännön vaatimukset parhaasta käyttökelpoisesta tekniikasta. Lisäksi yleissuunnitelma sisältää riskinarvion ja kustannusarvion. (Alanko ja Järvinen 2001, 10–14.) Nykyisellään yleissuunnitelmaan sisällytetään myös arvio maa-ainesten kaatopaikkakelpoisuuksista. Yleensä yleissuunnitelman ja maaperätutkimukset tekee ympäristökonsultti tilaajan ohjauksella. Yleissuunnitelman perusteella haetaan kunnostukselle ympäristösuojelulain mukainen lupa (Alanko ja Järvinen 2001, 10–14). Luvan saamisen jälkeen laaditaan kunnostuskohteelle tarkemmat toteutus- ja rakennussuunnitelmat. Nämä ovat yleissuunnitelmaa tarkempia suunnitelmia, jotka ohjaavat kunnostuksen käytännön toteutusta. Toteutus- ja rakennussuunnitelmiin kuuluvat muun muassa kaivu- ja työmaasuunnitelma sekä työturvallisuussuunnitelma. Tämän jälkeen voidaan siirtyä maa-alueen kunnostukseen.

Kunnostustyön tilaaja valitsee työhön soveltuvan urakoitsijan, joka suorittaa kunnostuksen kunnostuskohteelle myönnetyn ympäristönsuojelulain mukaisen luvan määräyksiä noudattaen. Lupamääräysten noudattamista valvoo luvan myöntänyt ympäristöviranomaistaho. Työmaalla on yleensä ympäristökonsultti valvomassa maa-ainesten pilaantuneisuutta ja huolehtimassa maa-ainesten asianmukaisesta kuljetusasiakirjojen laatimisesta ja työmaan raportoinnista. Kunnostustyön valmistuttua tehdään työstä loppuraportti, joka toimitetaan ympäristöviranomaisille hyväksyttäväksi. Loppuraportin laatii yleensä ympäristökonsultti. Tarvittaessa puhdistetulle maa-alueella tehdään jälkiseurantaa (Alanko ja Järvinen 2001). Jälkiseurannasta laaditaan ohje kunnostuksen jälkeen, jolloin voidaan ottaa huomioon kunnostuksen aikana havaittuja asioita. Jälkiseurannalla tarkoitetaan esimerkiksi pohjavesien ja maaperän haitta-ainepitoisuuksien tarkkailua. (mts., 42.)

Yleissuunnitteluvaiheessa arvioidaan myös kunnostuksen kustannuksia. Kustannukset arvioidaan massa- ja työmäärien ja yksikkökustannusten arvioiduista kustannuksista. (Alanko ja Järvinen 2001, 49.) Kunnostuksien kustannusarvioiden paikkansapitävyyteen vaikuttavat merkittävästi tehdyt maaperän pilaantuneisuutta arvioivat maaperätutkimukset (ks. Day, Morse ja Lester 1997). Tähän liittyvät myös pilaantuneiden maa-alueiden kunnostuksien kustannusriskit, sillä vähäiset maaperän ennakkotutkimukset saattavat johtaa kunnostusvaiheessa kunnostustarpeen kasvuun lisäten kunnostettavien maa-ainesten määrää ja kustannuksia. Maaperätutkimusten osuus kunnostuskustannuksista on keskimäärin muutamasta prosenttiyksiköstä (Day ym. 1997, 132) noin viiteen prosenttiin (Kautto 2007, 70). Kunnostustyön suurimmat kustannuserät muodostuvat käsittely- ja kuljetuskustannuksista (sisältää maa-ainesten loppusijoituskustannukset) sekä työmaakustannuksista (Järvinen ja Salonen 2004, 3; Kautto 2007, 70). Suomessa arvioidaan pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamiseen kuluvan vuosittain 50–70 miljoonaa euroa seuraavien 20 vuoden aikana (Järvinen ja Salonen 2004, 13).

Suomessa käytössä olevia pilaantuneiden maa-alueiden kunnostusmenetelmiä ovat massanvaihto, eristäminen, kiinteytys, terminen käsittely, huokosilmatekniikat, maaperän pesu, biotekniset menetelmät ja fysikaalis-kemialliset menetelmät. Näistä yleisin käytössä oleva kunnostusmenetelmä on massanvaihto. (Kauppila ja Tuomainen, 2006). Kunnostusmenetelmät voidaan jakaa *on site*-, *off site*- ja *in situ*-menetelmiin. *On site* -kunnostusmenetelmässä maa-aines käsitellään ja loppusijoitetaan kunnostuskohteessa. *Off site* -menetelmässä maa-aines kaivetaan pois maaperästä ja toimitetaan käsiteltäväksi ja loppusijoitettavaksi kunnostuskohteen ulkopuolelle. Kaivetut ja poiskuljetetut lievästi pilaantuneet maa-ainekset toimitetaan yleensä hyötykäyttäväksi kaatopaikkojen pintarakenteissa, ja vastaavasti voimakkaasti pilaantuneet maa-ainekset joko sijoitetaan erityiskaatopaikalle tai ne käsitellään esim. kiinteyttämällä. (Antikainen, Gustafsson ja Kivimäki 2004, 41.) Edellä esitetyistä kunnostusmenetelmistä kaikki voidaan toteuttaa kohteessa *on site*, lukuun ottamatta

massanvaihtoa, joka on aina *off site* -menetelmä. Kunnostaminen voidaan suorittaa myös *in situ*, jolloin maa-ainesta ei kaiveta pois maaperästä. Tällaisia menetelmiä ovat eristäminen, kiinteytys maaperän stabiloinnin yhteydessä, huokosilmatekniikat ja eräät biotekniset sekä fysikaalis-kemialliset menetelmät.

Edellä esitetyissä *on site*, *off site* ja *in situ* -menetelmissä tavoitteena on poistaa tai vähentää pilaantuneista maa-aineksista aiheutuneita haittoja ja riskejä. Toisaalta kaikissa kohteissa ei ole tarkoituksenmukaista tai mahdollista suorittaa puhdistamista, jolloin haittojen ja riskien selvittämisen ja arvioinnin jälkeen tyydytään seuraamaan niiden kehitystä ilman alueen kunnostamista. Tällaisia tilanteita voi muodostua, jos kunnostuksen ympäristövaikutukset ovat suuremmat kuin maaperään jätettävän pilaantuneen maa-aineksen riskit tai jos kyseessä on esimerkiksi kulttuurihistoriallinen kohde (Antikainen ym. 2004, 46–47). Tosin tällaisissakin tilanteissa pilaantuneen maa-aineksen leviämistä pyritään rajoittamaan esimerkiksi tuomalla pilaantuneen maa-alueen päälle puhtaasta maa-aineksesta suojakerros tai muulla eristämistimenpiteellä tai asettamalla maankäytön rajoitteita (mt.). Tällaisilla alueilla on usein myös jälkiseurantavelvoite.

Kunnostusmenetelmien periaatteena on joko pienentää maaperän haitta-ainepitoisuuksia tai rajoittaa niiden kulkeutumista. Esimerkiksi kiinteytyksessä maaperän haitta-aineet sidotaan kemiallisesti sidosaineiden, kuten sementin ja tuhkan, avulla (Sarkkila, Mroueh ja Leino-Forsman 2004, 77–78) erilliseen rakenteeseen tiiviin pohjarakenteen päälle usein kohteen ulkopuolelle. Menetelmä soveltuu erityisesti epäorgaanisille haitta-aineille, kuten raskasmetalleille (mt.). Toinen menetelmä, jossa haitta-aineiden liikkuvuutta pyritään rajoittamaan, on eristäminen. Tällöin maa-alueen haitta-aineet eristetään ympäristöstä esimerkiksi pystyeristysseinämän avulla kohteessa (Sarkkila ym. 2004, 64). Mikäli pilaantuneisuus ja pystyeristysseinämä ulottuvat pohjavedenpinnan alapuolelle, täytyy eristysrakenteen sisälle järjestää vedenpumppaus. Täten varmistetaan, ettei pilaantunut vesi pääse kulkeutumaan ympäristöön. (Sarkkila ym. 2006, 64.) Kiinteytys ja eristäminen vaativat rakenteilta pitkän aikavälin kestävyyttä. Suunnittelussa on oltava tarkka ja huomioitava maa-aineksen sisältämien haitta-aineiden vaikutukset rakenteeseen pitkällä aikavälillä.

Haitta-ainepitoisuuksia laskevia kunnostusmenetelmiä ovat terminen käsittely, huokosilmatekniikat, maaperän pesu, biotekniset menetelmät ja fysikaalis-kemialliset menetelmät. Termisessä menetelmässä pilaantuneen maa-aineksen haitta-aineet käsitellään polttamalla joko matala- tai korkealämpötilamenetelmällä. Matalalämpötilamenetelmällä maa-aineksia voidaan käsitellä kiinteissä polttolaitoksissa tai luvan saaneissa siirrettävissä polttolaitoksissa. Sen sijaan korkealämpötilaisia menetelmiä voidaan käyttää vain kiinteissä polttolaitoksissa. Termistä käsittelyä käytetään erityisesti orgaanisten haitta-aineiden poistamiseen. (Sarkkila ym. 2004, 86.) Maanpesussa maa-aineksen haitta-aineet liuotetaan tai lietetään pois ja toimitetaan asianmukaiseen loppusijoitukseen. Periaatteena on, että pesusta muodostuva rikaste pystytään jatkokäsittelemään tai loppusijoittamaan luotettavasti. Puhdistumisprosessia voidaan tehostaa käyttämällä kemikaaleja haitta-aineiden liuottamiseen. Puhdistaminen perustuu maa-ainesten hiertoon, lämpötilanvaihteluihin ja pH:n säätöön. Menetelmä soveltuu hyvin monentyyppisillä haitta-aineilla pilaantuneille maa-aineksille. (Sarkkila ym. 2004, 92–94.)

Bioteknisistä menetelmistä yleisin on pilaantuneiden maa-ainesten kompostointi. Kompostointi soveltuu vain hajoavien yhdisteiden poistamiseen maa-aineksesta. Menetelmässä maa-ainekseen lisätään ravinteita ja tarvittaessa kosteutta. Maa-aineksia myös ilmastetaan säännöllisesti, jotta maanperän mikrobeilla säilyisivät otolliset olosuhteet hajottaa haitallisia yhdisteitä (Sarkkila ym. 2004, 97–99). Ilmastaminen voi tapahtua joko erillisen järjestelmän avulla tai aumoja kääntämällä.

Huokosilmakäsittelyssä maaperän huokostilaan kertyneitä haitallisia kaasuja poistetaan maaperästä alipaineen avulla. Käsittely toteutetaan yleensä *in situ*, mutta se on mahdollista myös tehdä kaivetuille maa-aineksille. Sen sijaan bioventing -menetel-

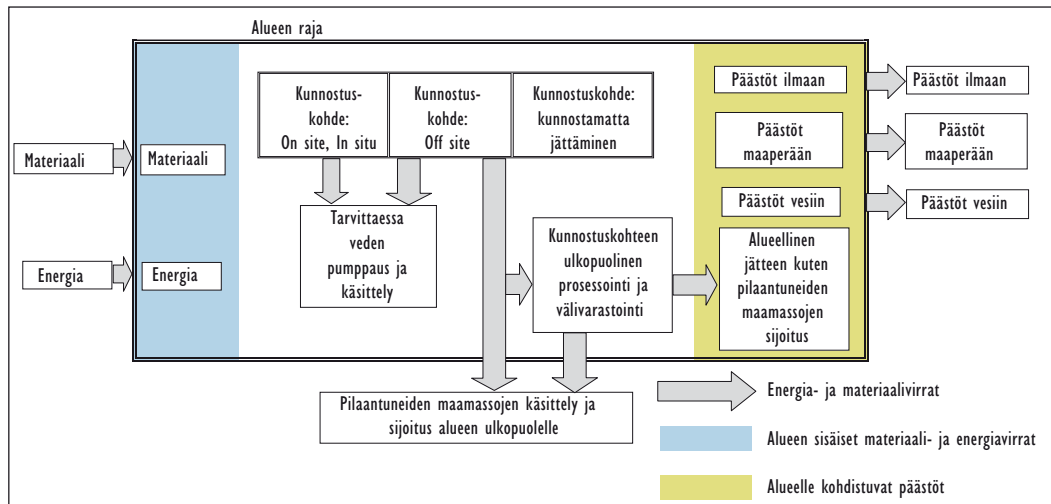
mässä maaperään pumpataan ilmaa tai happea. Happipitoisuuden nousu edesauttaa haitallisten kaasujen biohajoamista. (Sarkkila ym. 2004, 106.) Menetelmä soveltuu biologisesti hajoavien haitta-aineiden kunnostamiseen.

Maa-alueiden kunnostamiseen saattaa liittyä myös pohjavesien puhdistamista. Yleinen pohjaveden kunnostusmenetelmä on pumppaus ja käsittely (Antikainen ym. 2004, 42). Siinä pilaantunut pohjavesi pumpataan maaperästä maanpinnalla sijaitsevaan käsittelylaitteistoon. Käsittelylaitteistossa on esimerkiksi aktiivihiilisuo-datin, joka sitoo haitta-aineet (mt.). Puhdistettu vesi johdetaan joko takaisin maastoon tai kunnalliseen jätevedenpuhdistamoon. Lisäksi pohjaveden kunnostamisessa on käytetty jonkin verran niin kutsuttuja reaktiivisia seinämiä. Reaktiivinen seinämä asennetaan usein pohjaveden virtaussuuntaan nähden poikittain (Reinikainen 2003, 11). Vesi liikkuu seinämän läpi, jonka katalysoivat aineet muuttavat haitta-aineet vähemmän haitallisiksi tai haitattomiksi, tai seinämä sitoo haitta-aineet rakenteeseen (mt.). Lisäksi pilaantuneiden pohjavesien kunnostuksessa voidaan käyttää myös luontaista puhdistumista. Tehostetussa luontaisessa puhdistumisessa maaperään lisätään happea tehostamaan mikro-organismien hajotustoimintaa (Antikainen ym. 2004, 42). Menetelmässä hajotuksen edistymistä seurataan haitta-aineiden pitoisuuksien tarkkailun avulla (mt.).

2.4

Maa-alueiden puhdistamisen raja-alueella

Alueella pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ympäristövaikutuksia tulee useista eri puhdistuskohteista, joissa käytetään erilaisia kunnostusmenetelmiä tai maa-alueen riskejä hallitaan jälkiseurannan tai pilaantuneen maaperän päälle tuotavan puhtaan maa-aineskerroksen avulla. Maa-alueen puhdistamista varten tarvitaan materiaaleja ja energiaa. Materiaalit ja energia voivat olla peräisin kyseiseltä alueelta tai ne voidaan tuoda alueen ulkopuolelta. Erilaisten materiaalien ja energian tuotannosta aiheutuu päästöjä ympäristöön. Maa-alueiden puhdistamisessa muodostuu ympäristöhaittoja esimerkiksi materiaalien käytön, jätehuollon ja energiankäytön tuloksena. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisessa vapautuu päästöjä ilmaan, veteen ja maaperään, sekä muodostuu jätteitä, kuten pilaantuneita maa-aineksia. Haitat voivat muodostua joko alueen sisä- tai ulkopuolella, tai ne voivat kulkeutua eri alueiden välillä. Alueen ulkopuolelle ympäristövaikutuksia koituu erityisesti, jos maa-ainekset loppusijoitetaan alueen ulkopuolelle *off site* ja kuljetusmatkat loppusijoitukseen ovat pitkät. *On site* tai *in situ* -menetelmissä maa-aineksia ei kuljeteta pois puhdistuskohteesta. Tällöin päästöjen kuormitus on enemmän alueen sisäpuolelta lukuun ottamatta esimerkiksi ilmansaasteita, jotka ovat globaalisti ja alueiden välillä liikkuvia sekä vaikuttavia päästöjä. Globaalisti ja alueiden välillä liikkuvia päästöjä voidaan kutsua myös sedundaarisiksi ja alueen sisäisiä haittoja primaarisiksi päästöiksi. Alueen sisälle haittoja kohdistuu puhdistustyön aikana, joskin oikeiden työtekniikoiden avulla haitat pyritään minimoimaan. Toisaalta sisäiset haitat saattavat kasvaa alueella tapahtuvasta välivarastoinnista sekä maa-ainesten loppusijoituksesta. Tässä selvityksessä tarkastellaan sekä primaarisia että sedundaarisia ympäristövaikutuksia. Kuvioon 1 on kuvattu puhdistamisen puhdistusmenetelmien panokset ja tuotokset alueella.



Kuvio 1. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen panokset ja tuotokset.

Tässä selvityksessä pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden tarkastelun periaatteena on huomioida aikasarjoina toiminnasta aiheutuvia ympäristökuormituksia, materiaalivirtoja ja toiminnan tuottamaa arvonlisäystä. Työn rajauksessa täytyy ottaa huomioon puhdistusprosessin soveltuvat työvaiheet, joita rajataan nyt elinkaariarvioinneista saatujen viitteiden avulla. Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden kunnostushankkeiden elinkaariarviointeja on tehty kohdekohtaisella tasolla siten, että toiminta on jaettu kunnostuksen aikaisiin vaikutuksiin ja kuljetuksien vaikutuksiin (Diamond, Page, Campbell, McKenna ja Lall 1999; Page, Diamond, Campbell ja McKenna 1999; Volkwein, Hurting ja Klöpffer 1999). Suhteellisen harvassa tutkimuksessa on huomioitu loppusijoituskohteen jälkiseuranta tai kaatopaikkasijoittamisen ympäristövaikutuksia. Volkwein ym. (1999, 267) ottivat huomioon pilaantuneen materiaalin kaatopaikalle viedyn määrän, jolla oli tarkoitus kuvata pilaantuneiden maa-aineksien uudelleen sijoittamisen määrää. Myös Diamond ym. (1999) ottivat kvalitatiivisesti huomioon pilaantuneiden maa-ainesten kaatopaikkasijoituksen vaikutuksia inventoimalla pilaantuneen maa-ainesten tilantarpeen kaatopaikalla. Page ym. (1999, 802) mainitsivat tutkimuksessaan, että eivät ole ottaneet huomioon kunnostuskohteen ulkopuolisia prosesseja tai seuranta, koska katsoivat vaikutukset vähäisiksi, ja ovat rajanneet muutkin kunnostuksen jälkeiset työvaiheet omasta tutkimuksestaan pois. Myös Ecoreg-hankkeessa Melanen ym. (2004) raportoivat, että vaikutuksia alueelta alavirtaan tapahtuvista materiaaliavirroista oli vaikea arvioida, joten elinkaaritarkastelu rajattiin ”kehdestä portille” -periaatteella.

”Kehdestä portille” -rajaus on käytännöllinen myös pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden vuosittaista aikasarjatietojen mittaamisessa aluetasolla. Kaatopaikkasijoituksen ympäristövaikutuksia voisi arvioida toiminnanharjoittajien päästötietojen perusteella, jonka avulla voisi saada materiaalia myös aluetasolla ekotehokkuuden arvioimiseen, mutta se olisi erittäin työlästä aluetarkastelujen yhteydessä. Toisaalta pelkästään pilaantuneiden maa-ainesten ympäristövaikutusten arvioiminen olisi hankalaa, sillä kaatopaikoille tuodaan paljon myös muuta jätettä. Myös kustannustiedon saaminen kaatopaikan seurannan ja ympäristövaikutusten kustannuksista voi olla vaikeaa. Täten pilaantuneiden maa-alueiden puhdistusten ekotehokkuuden aluetason tarkastelu voidaan rajata puhdistustyön aikaisiin vaikutuksiin sekä mahdollisten kuljetusten vaikutuksiin.

3 Ekotehokkuusmittari

Ekotehokkuuden käsitteen määrittivät Schaltegger ja Sturm vuonna 1989 Baselin yliopiston taloustieteen laitoksen (Wirtschaftswissenschaftlichen zentrum, WWZ) raportissa (Ehrenfeld 2005, 6; Huppel ja Ishikawa 2005b, 44). Siinä ekotehokkuusmittari määriteltiin ympäristön ja talouden tunnuslukujen suhdelukuna (Schaltegger ja Sturm 1989, 23). Ekotehokkuuden määritelmä tuli laajemmin tunnetuksi vuonna 1992 Schmidheinyn ja Business Council for Sustainable Developmentin tekemästä (BCSD¹) julkaisusta ”Changing course”, joka esiteltiin myös Yhdistyneiden kansakuntien kestävä kehityksen konferenssissa Rio de Janeirossa samana vuonna (Schaltegger ja Burritt 2000, 49; WBCSD 2000a, 9). Tässä luvussa on tarkoitus käsitellä ekotehokkuusmittaria ja esitellä ekotehokkuuden mittaamista aluetasolla.

3.1

Ekotehokkuuden yleinen määrittely ja tavoitteet

Yksinä keskeisimpinä ekotehokkuuden periaatteiden edistäjinä voidaan pitää WBCSD ja OECD –järjestöjä, jotka ovat tukeneet ekotehokkuusajatuksen soveltamista ja julkaisseet kirjoja ja artikkeleita menetelmästä. OECD (1998, 7) määrittää ekotehokkuuden seuraavasti:

”Ekotehokkuus määrittää tehokkuutta, jossa ekologisia luonnonvaroja käytetään ihmisten tarpeiden tyydyttämiseen. Se voidaan ilmaista tuotoksen ja panoksen suhdelukuna, jossa tuotos kuvaa tuotteen tai palvelun tuotannon arvoa yritykselle tai koko taloutta, ja jossa panos kuvaa yrityksen toimialan tai koko talouden ympäristövaikutuksia.”

OECD:n määritelmässä korostuvat ekotehokkuuden mahdollisuudet taloudellisten toimien edistäjänä sekä poliittiset tavoitteet (Schaltegger ja Burritt 2000, 49). WBCSD (2000a, 9) määritteli ekotehokkuuden lähinnä mittaamisen suuntaviivoina:

”Ekotehokkuus saavutetaan tuottamalla hyvinvointia lisääviä, kilpailukykyisesti hinnoiteltuja tuotteita ja palveluja, samalla koko ajan vähentäen niiden elinkaaren aikaista ekologista vaikutusta ja materiaali-intensiteettiä vähintään tasolle, joka vastaa maapallon kantokykyä.”

Tässä tulkinassa korostuu tuotteiden ja palveluiden ekologisten vaikutusten ja materiaalikeskeisyyden vähentäminen. Määrittelyssä on otettu huomioon myös ihmisten tarpeiden tyydyttäminen ja maapallon kantokyvyn säilyttäminen. Tämä johtaa ekotehokkuuden tavoitteisiin, joihin on kirjattu seuraavia toimenpiteitä (DeSimone ja Popoff 2000, 56–57; WBCSD 2000a, 15):

¹ BCSD. Vuodesta 1995 lähtien World Business Council for Sustainable Development, WBCSD.

1. vähentää tuotteiden ja palveluiden materiaalikeskeisyyttä
2. vähentää tuotteiden ja palveluiden energiapainotteisuutta
3. vähentää myrkyllisiä päästöjä
4. tehostaa materiaalin kierrätettävyyttä
5. maksimoida uusiutuvien luonnonvarojen kestäväää käyttöä
6. lisätä tuotteiden käyttöikää
7. lisätä palveluiden tuottamista

WBCSD (2000a, 15) yhdisti tavoitteet kolmeen pääkohtaan: luonnonvarojen käytön vähentäminen, ympäristövaikutusten vähentäminen sekä tuotteiden ja palveluiden arvon kasvattaminen.

Materiaalitehokkuuden parantamista on pidetty ekotehokkuuden yhtenä keskeisimpänä tavoitteena (Ekotehokkuus ja factor-ajattelu 1998, 15; Hinterberger ja Schneider 2001, 9; Honkasalo 2001, 10), koska materiaalien käytön katsotaan kuvaavan ympäristövaikutusten suuruutta. Pääpaino on ollut energiankäytön ja raaka-aineiden käytön tehostamisessa. Materiaalitehokkuuden parantamisen tavoitteeksi on esitetty niin kutsutut factor 4 ja factor 10 tavoitteet. Factor 4:ssä tavoitteena on vähentää luonnonvarojen kulutusta kertoimella neljä 15–20 vuoden aikajänteellä ja factor 10:ssä kertoimella 10 seuraavien 40–50 vuoden kuluessa. (Ekotehokkuus ja factor-ajattelu 1998, 16–17.) Factor-ajattelun liittyy myös niin kutsuttu irtikytkentätavoite, jonka mukaan toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn kasvu ei saisi johtaa materiaalinkäytön eikä ekologisten vaikutusten lisääntymiseen. Tämä tarkoittaa sitä, että toiminnan tuottaman taloudellisen arvonlisäyksen pitäisi kasvaa samalla kun materiaalien käyttö ja ekologiset vaikutukset vähentyvät. Irtikytkennän sanotaan olevan absoluuttista, jos ekologiset vaikutukset ja materiaalinkulutus vähenevät toiminnan tuottaman taloudellisen arvonlisäyksen edelleen kasvaessa. Irtikytkentä on suhteellista, jos ekologiset vaikutukset ja materiaalinkulutus kasvavat hitaammin kuin toiminnan tuottama taloudellinen arvonlisäys.

Ekotehokkuuden tavoitteiden edistämiseksi pitäisi factor-ajattelun päämääriin sitoutua. Ekotehokkuuden tavoitteita ei saavuteta pelkästään teknisin keinoin, vaan lisäksi tarvitaan täysin uusia innovaatioita toimintamallien uudistamiseksi kohti ekotehokkaampia ratkaisuja (OECD 1998; Ekotehokkuus ja factor-ajattelu 1998, 15). Lisäksi ekotehokkuuden parantaminen voidaan nähdä koko kulutusrakenteen uudistamisen tarpeena, jossa palveluiden tuottaminen on materiaalista kulutusta tärkeämpi (Ekotehokkuus ja factor-ajattelu 1998, 15).

3.2

Mittareiden ominaisuuksia

Yleisesti mittarilla tarkoitetaan osoitinta, joka kokooa yhteen informaatiota yksinkertaiseen ja ymmärrettävään muotoon (Rosenström ja Palosaari 2000, 8). Mittari muodostuu erilaisista indikaattoreista, jotka ilmaisevat ilmiön tilaa tai kehitystä karkeasti tai epäsuorasti. Tällaisia ovat muun muassa ekotehokkuuden kehityksen seurantaa tukevat indikaattorit, joita esitellään myöhemmin luvussa 4. Mittareilla ja niiden sisältämällä indikaattoreilla on samanlaisia ominaisuuksia, joita tässä luvussa tarkastellaan. Luvussa 4 on esitelty tarkemmin ekotehokkuuden kehityksen seurantaan soveltuvia indikaattoreita.

Mittareille on tyypillistä, että niiden avulla voidaan ohjata toimintaa (Peura 2001, 27), ja niiden avulla tuotettuja tietoja voidaan käyttää hyödyksi päätöksenteossa ja suunnittelussa (Rosenström ja Palosaari 2000, 8). Mittarin kriteereinä voidaan pitää luotettavuutta ja käyttökelpoisuutta. Luotettavalle mittarille tyypillistä on tieteellinen hyväksyttävyyys, eikä se saa olla muiden mittareiden kanssa päällekkäinen (mts., 9.). Lisäksi sen on oltava toistettavissa (Ekotehokkuus ja factor-ajattelu 1998, 17; Rosen-

ström ja Palosaari 2000, 9). Käyttökelpoinen mittari on tarpeellinen, yksinkertainen ja helppo tulkita, herkkä muutoksille, mahdollistaa ennakoinnin, sisältää tavoite- ja suositusarvon, mahdollistaa vertailun ja tuottaa tietoa kohtuullisin kustannuksin (Rosenström ja Palosaari 2000, 9). Mittarin käytettävyydelle on tärkeää myös lähtötiedon saatavuus (Ekotehokkuus ja factor-ajattelu 1998, 17).

Mittareita käytettäessä on muistettava, ettei kaikkea informaatiota voida ilmaista kvantitatiivisesti eli määrällisesti. Tällöin tulosten tulkintaan kannattaa ottaa tueksi kvalitatiivinen eli laadullinen tarkastelu. Mittareita käytettäessä kannattaa myös muistaa, etteivät mittarit selitä muutosten syitä. Mittarin käytännön merkitystä selvittää, jos mittarin kuvaamalle asialle on asetettu jokin tavoite. (Rosenström ja Palosaari 2000, 8.) Ekotehokkuuden osalta yhtenä tavoitteena ovat aiemmin kuvatut factor 4 ja factor 10.

Ekotehokkuuden määre on hyvin laaja, joten se voidaan laskea monella eri tavalla. Ekotehokkuuden kehitystä voidaan tarkastella joko ekotehokkuusmittarin avulla tai toiminnan tuottamaa arvonlisäystä, ympäristön kuormittumista ja materiaaliavirran indikaattoreiden muutoksia tarkastelemalla (ks. Melanen ym. 2004). Yleisesti ekotehokkuuden mittareiden määrä kannattaa pitää kohtuullisena, jotta tiedon määrä pysyy mielekkäällä tasolla (Schaltegger ja Burritt 2000, 369–370; WBCSD 2000b, 8).

Varsinaiset ekotehokkuusmittarit koostuvat kahdesta erilaista tietoa sisältävästä tekijästä: ympäristövaikutuksista ja toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn lisäyksestä (UNCTAD 2004, 4–12). Ekotehokkuusmittaria laskettaessa sen tekijöiden täytyy olla yhtenevät, ja kuvattava samaa kokonaisuutta samoin rajauksin (DeSimone ja Popoff 2000, 79; Seppälä, Melanen, Mäenpää, Koskela, Tenhunen ja Hiltunen 2005, 119; UNCTAD 2004, 4–12; WBCSD 2000b, 23). Kokonaisuus tulee rajata siten, että tuotetaan tietoa kuhunkin tarpeeseen tietyllä ajallisella tarkastelujänteellä (Schaltegger ja Burritt 2000, 362–363; UNCTAD 2004, 4–12; WBCSD 2000b, 23). Erilaisia tiedollisia tarpeita kuvaa esimerkiksi se, että osakkeen omistajat ovat enemmän kiinnostuneita siitä, kuinka paljon ympäristövaikutuksia muodostuu osakkeen arvoa kohti, kun taas kuluttajat ovat kiinnostuneita tuotekohtaisista ympäristövaikutuksista (Schaltegger ja Burritt 2000, 362–363). Ekotehokkuus termin laajuudesta johtuen sen suhdeluvun tekijöiden epävarmuudet ja rajaukset pitää esittää myös informaatiota käyttäville tahoille, jotta vältetään mittarin väärintulkinnalta. Raportoinnissa täytyy esittää myös kaikki arvioihin perustuvat laskelmat ja niiden aiheuttamat epävarmuudet. (mts. 369–370.)

3.3

Ekotehokkuuden erilaiset mittarit

Ekotehokkuuden mittaamistavoista on olemassa erilaisia näkemyksiä. Honkasalon (2001, 9) mukaan ekotehokkuusmittarin laskemiseen soveltuu parhaiten menetelmä, jossa suhdeluku muodostuu palvelusuoritteen tai tuotteen tuottaman arvonlisäyksen ja ympäristön kuormittumista kuvaavien indikaattoreiden suhdeluvusta. Samoin mittarin laskentaa hahmottavat myös WBCSD (2000b, 3) ja OECD (1998, 7). Ympäristön ja talouden pyöreän pöydän järjestön (engl. The National Round Table on the Environment and Economy, NRTEE) (2001, 11) tekemässä selvityksessä ekotehokkuusmittari on hahmotettu ympäristön kuormittumisen ja tuotteen tai palvelun suhdeluvun avulla. Huppes ja Ishikawa (2005b, 45) jaottelivat ekotehokkuusmittarin neljään kategoriaan: tuotekeskeisiin ympäristön tuottavuuteen ja tuotannon ympäristöintensiivisyyteen sekä ympäristön tilakeskeisiin ympäristön tilan parantamisen kustannuksiin ja ympäristön kustannustehokkuuteen. Näistä ympäristön tuottavuus ja ympäristön tilan parantamisen ekotehokkuusmittari lasketaan taloudellisen tekijän sekä ympäristövaikutusten tai -kuormitustekijöiden suhdelukuna. Vastaavasti tuotannon ympäristöintensiivisyys sekä ympäristön kustannustehokkuus lasketaan

edellisen käännteislukuna. Oikean laskentatavan valinnassa painottuu se, halutaanko keskittyä tuotannon vaikutuksiin vai ympäristön laadun paranemiseen. (Huppes ja Ishikawa 2005b, 44–45.) Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisessa mielenkiinto kohdistuu ympäristön laadun parantamisen mittaamiseen.

Ekotehokkuusmittareita ovat määritelleet WBCSD (2000b), kanadalaisen liike-elämän kestävä kehitys edistävä Ympäristön ja talouden pyöreän pöydän järjestö (NRTEE 2001) ja Yhdistyneiden kansakuntien kauppa- ja kehityskomissio (engl. United Nations Conference on Trade and Development, UNCTAD) (UNCTAD 2004). Jokainen taho on määritellyt muutaman pääkohdan ympäristövaikutuksia tai –kuormitusta sekä toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn lisäystä kuvaaville suhdeluvun indikaattoreille, jotka sisältävät erilaisia laskentaperiaatteita ja rajoituksia. Yhteistä näillä ohjeilla on se, että ne edustavat yrityksille suunnattuja ekotehokkuusmittareita, joten ne eivät kaikilta osin sovellu suoraan aluetasolle. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuusmittareita on pohtinut Euroopan laajuinen yhteistyöryhmä EURODEMO (2005). Yhteistyöryhmän tarkoituksena on kehittää maaperän ja pohjavesien puhdistamista.

WBCSD (2000b, 3–4) on valinnut yleisiksi ympäristökuormituksen indikaattoreiksi ilmastomuutoksen, yläilmakehän otsonikatoa kiihdyttävät päästöt ja materiaalin-, energian- sekä vedenkulutuksen. Yleisten kuormitusindikaattoreiden lisäksi voidaan tarpeen mukaan huomioida myös happamoittavat päästöt ilmaan ja jätteiden määrä (mt.). Ympäristökuormitusindikaattoreiden valikoima on esitetyistä ekotehokkuusmittari tarkastelujen laajin. Toiseksi laajin ympäristökuormitusten valikoima on YK:n kauppa- ja kehityskomission ohjeissa (UNCTAD 2004), joka huomioi samat ympäristökuormitustekijät kuin WBCSD (2000b) lukuun ottamatta happamoitumista ja materiaalinkulutusta. Ympäristön ja talouden pyöreän pöydän järjestö on ohjeessaan nimennyt kuormitusindikaattoreiksi vain jätteiden muodostumisen, energian- ja vedenkulutuksen intensiteetit (NRTEE 2001). Järjestö on keskittynyt yritysten ekotehokkuuteen, joten esitetyt energia- ja materiaaliavirtojen vähennykset näkyvät suoraan yrityksen taloudessa (mt.). Taulukkoon 1 on kerätty tiedot esitettyjen ekotehokkuusohjeiden ympäristökuormitusindikaattoreista. Ohjeissa on eroja ympäristökuormitusindikaattoreiden rajoituksissa ja ohjeiden tarkkuuksissa. Esimerkiksi Ympäristön ja talouden pyöreän pöydän järjestö (NRTEE 2001) ja YK:n kauppa- ja kehityskomissio (UNCTAD 2004) ovat määritelleet varsin tarkasti muun muassa ympäristökuormitusten laskentaperiaatteet. Toisaalta WBCSD (2000b) on määritellyt ympäristökuormitusta kuvaavien tekijöiden sisältöjä paljon väljemmin ilman erityisiä ohjeistuksia.

Taulukko 1. Ekotehokkuusmittarin ympäristökuormitusindikaattorit

Ympäristökuormitusindikaattorit							
Hanke / Tutkimus	Ilmastonmuutos	Happamoituminen	Otsonikato	Materiaalinkulutus	Jätteiden kokonaismäärä	Energiankulutus	Vedenkulutus
NRTEE 2001					x	x	x
UNCTAD 2004	x		x		x	x	x
WBCSD 2000b	x	x	x	x	x	x	x

Toiminnan tuottamaa taloudellista hyötyä on käsitelty edellä esitettyjen kolmen tahon ohjeissa varsin vaihtelevasti. YK:n kaupp- ja kehityskomission ohjeessa (UNCTAD 2004) on painotettu arvonlisäyksen merkitystä tuotannon taloudellisen hyödyn lisäyksen indikaattorina huomioimalla arvonlisäys, nettoarvonlisäys ja tuotot. Ympäristön ja talouden pyöreän pöydän järjestön ohje (NRTEE 2001) esittää määrätietojen lisäksi toiminnan tuottaman arvonlisäyksen mittariksi myyntiä. Tämän lisäksi mahdollisena taloudellisen hyödyn suuntaa-antavana indikaattorina kyseinen järjestö pitää megawattituntia ja toimitilojen lattiapinta-alaa. WBCSD (2000b) pitää myynnin ja tuotemäärien tarkastelussa. Yhteistä ohjeille on vain tuotteiden ja palveluiden määrää osoittava talouden toiminnan suuntaa-antava indikaattori. Tämä voi sisältää muun muassa tuotteiden ja palveluiden määrätietoja lukumäärinä tai painoyksikköinä. Taulukkoon 2 on kerätty Ympäristön ja talouden pyöreän pöydän järjestön (NRTEE 2001), YK:n kaupp- ja kehityskomission (UNCTAD 2004) sekä WBCSD:n (2000b) ohjeiden mukaisia ekotehokkuusmittarin toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn indikaattoreita. Maa-alueiden puhdistustoiminnan tuottamia taloudellisen hyödyn mittareita käsitellään tarkemmin luvussa 4.3.

Taulukko 2. Ekotehokkuusmittarin toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn indikaattoreita ja niiden suuntaa-antavia indikaattoreita.

Toiminnan tuottama taloudellinen hyöty							
Hanke / Tutkimus	Arvonlisäys	Nettoarvonlisäys	Tuotto	Tuotteiden ja palveluiden määrä	Myynti	Megawattitunti	Lattiapinta-ala
NRTEE 2001				x	x	x	x
UNCTAD 2004	x	x	x	x			
WBCSD 2000b				x	x		

EURODEMO (2005, 19) -yhteistyöryhmä toteaa raportissaan, että pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamiseen liittyvät ympäristö- ja terveysriskien väheneminen sekä maaperän ja pohjaveden laadun paraneminen. Näiden päämäärien määrittäminen mittareiden avulla on yhteistyöryhmän mukaan haastavaa, joten he määrittivät maa-alueen puhdistamisesta tuotetut hyödyt puhdistetun maa-alueen pinta-alana, poistettujen haitta-aineiden määränä ja kunnostetun maa-aineksen tai pohjaveden määränä. Ekotehokkuusmittari muodostuu näistä jakamalla kunnostuksen kustannukset kyseisillä ympäristön tilan paranemisen indikaattorilla. Ryhmän ehdotuksen mukaan ekotehokkuuden kehitystä voidaan arvioida myös jakamalla ympäristöhyödyt ja vaikutukset keskenään. Tällöin yksikkönä voi olla esimerkiksi kunnostuskohteessa muodostuvan jätteen määrän suhde pinta-alaan (kg/m^2). Ekotehokkuuden kehitykselle voisi tällöin asettaa tavoitteen esimerkiksi siten, että seurataan uusiutumattomien luonnonvarojen kulutusta pinta-alaa kohden. (EURODEMO 2005, 19–20.)

Ekotehokkuusmittarin määritelmässä ympäristökuormitukset on otettu huomioon yleisesti erilaisina energian- ja materiaalinkulutuksen yksikköinä ja vaikutuksina ympäristöön. Esimerkiksi ilmastonmuutosta kuvataan usein hiilidioksidipäästöjen määränä (katso esim. WBCSD 2000b, 31; UNCTAD 2004, 60). Sen sijaan taloudellinen hyöty voi joissain tilanteissa sisältää taloudellisia tai fysikaalisia yksiköitä. Esimerkiksi WBCSD (2000b, 31) on listannut, että toiminnan tuottaman taloudellisen arvonlisäyksen indikaattoreilla voidaan tarkoittaa hyvin erilaisia asioita kuten työntekijöiden lukumäärää, myyntyä yksiköitä, myyntyä määrää kilogrammoissa, nettomyyntiä, osakkeiden rahallista arvoa, tuotteiden arvoa ja niin edelleen. Tämä mahdollistaa ekotehokkuudelle myös fysikaalispainotteisen näkökulman, jossa tarkasteluysiköksi voi muodostua esimerkiksi tuotteen ympäristökuormituksen ja tuotetun määrän suhdeluku, CO_2/kg .

Ekotehokkuusmittarin yhtenä laskentatapana voidaan pitää Wuppertal Institute:n kehittämää materiaaliveikkeitä perustuvaa menetelmää, jossa materiaalin panoksen määrä jaetaan palvelusuoritteista saatujen hyötyjen määrällä (engl. Material Input Per Service, MIPS). Materiaalin kulutusta voidaan arvioida esimerkiksi suhteessa tuotteen käyttökertojen lukumäärään, käyttövuosiin tai vaikkapa ajokilometrien määrään. (Schmidt-Bleek 2000.) Menetelmän tavoitteet ovat keskeisesti kytköksissä factor 4 ja factor 10 tavoitteisiin materiaali-intensiivisyyden pienentämiseksi. Menetelmää on kuitenkin kritisoitu muun muassa siitä, ettei se ota huomioon kestäväälle kehitykselle keskeistä taloudellista näkökulmaa (Brattebø 2005, 9; DeSimone ja Popoff 2000, 79). Tätä menetelmää ei tässä selvityksessä tarkastella tarkemmin työn laajuuden takia.

3.4

Ekotehokkuusmittarin heikkouksia

Ekotehokkuusmittari on saanut paitsi menetelmällistä myös periaatteellista arvostelua. Ekotehokkuuden ongelma on se, että menetelmän käsite on laaja, ja että standardoitu toimintakehys puuttuu (Battebø 2005, 10; Huppel ja Ishikawa 2005a, 25). Keskustelua on aiheuttanut ympäristökuormitustekijöiden elinkaariarviointiin liittyvät epävarmuudet ja menetelmän subjektiiviset valinnat (Battebø 2005, 9; Ehrenfeld 2005, 6–7; Kuosmanen 2005, 16–17). Lisäksi taloudellisen hyödyn mittarit ovat sisällöltään monimutkaisia ja läpinäkyvättömiä sekä vaikeasti tulkittavia (Ehrenfeld 2005, 7). Menetelmällisesti haastavaa on myös taloudellisen mittarin vaikutusten rajoitukset sekä diskonttokoron valinta (Kuosmanen 2005, 17). On havaittu, että arvioinneista on usein rajattu pois materiaalien loppusijoitus, joka aiheuttaa vääristymiä tuloksiin ja vaikutuksien arviointeihin (Battebø 2005, 9–10). Joissain tilanteissa loppusijoituksen rajaaminen pois tarkastelusta voi olla hyödyllistä, jotta välttytään päällekkäiseltä raportoinnilta (WBCSD 2000b, 23).

Ekotehokkuutta on kritisoitu myös siitä, ettei se ota huomioon kestävä kehityksen sosiaalista ulottuvuutta (Battebø 2005, 9; Ehrenfeld 2005, 6–7; Hukkinen 2001; Kuosmanen 2005, 16–17; Welford 1996, 376). Toisaalta ainakin Suomessa ekotehokkuustarkasteluihin on liitetty sosiaalinenkin näkökulma, kuten PIRRE-hankkeessa (Antikainen ja Sorvari 2006) sekä ECOREG-hankkeessa (Mickwitz ym. 2005).

Voimakasta keskustelua on herättänyt myös se, voiko toiminta olla samanaikaisesti sekä taloudellisesti tuottavaa että ympäristön kannalta kestävä. On mahdollista, ettei toiminta ole kestävä kehityksen mukaista, vaikka ekotehokkuus kasvaisikin (Mickwitz ym. 2005, 1604). Tällöin ei tapahdu ekotehokkuudelle keskeistä irtikytkentää taloudellisten ja ympäristöarvojen välillä (mt.). Irtikytkennässä taloudellisen toiminnan tuottama hyöty kasvaa ympäristökuormitustekijöiden samanaikaisesti vähentyessä. Toisaalta irtikytkentää on pidetty ekotehokkuuden kannalta ongelmallisena, sillä ihmisten käsitys oman toiminnan vaikutuksista todellisiin ympäristövaikutuksiin hämärtyy (Hukkinen 2001, 313). Ekotehokkuuden kasvuun voi liittyä myös niin kutsuttu rebound-vaikutus (mt.), jonka mukaan ympäristövaikutusten vähentyminen nostaa kyseisen tai toisen hyödykkeen kulutusta, jolloin saavutettu ympäristövaikutusten vähenemä muuttuu kokonaisvaikutusten nousuksi. On myös huomioitava, etteivät ekotehokkuustermit eri yritysten tai toimintojen välillä ole välttämättä vertailukelpoisia, sillä esimerkiksi eri prosesseilla ja yrityksillä voi olla erilaisia rajoituksia (Schaltegger ja Burritt 2000, 371–372; WBCSD 2000b, 4). Tästä syystä rajoitukset on valittava erityisen huolellisesti, menetelmän raportoinnin on oltava läpinäkyvää ja rajoitukset kirjattu, jotta ekotehokkuuden mittarit tulevat ymmärrettäviksi (WBCSD 2000b, 6).

Kriittisimmissä arvioissa ekotehokkuuden on katsottu olevan tehoton vaikuttamaan ympäristövaikutusten syihin, kuten kulutukseen, elämäntapoihin tai materia-

lismiin. Myös ekotehokkuuden määrittelyssä maapallon rajalliset luonnonvarat on nostettu esille, sillä maapallon kantokykyä ei pystytä huomioimaan ekotehokkuuden laskennassa. (Ehrenfeld 2005, 7; Welford 1996, 379.) Welford (1996, 379) kritisoi myös voimakkaasti, että ekotehokkuus suosii kestäväen kehityksen varjolla globalisaatiota, kasvua, vapaata kauppaa ja yliteollista läpimurtoa. Lisäksi hän katsoo, että ekotehokkuus asettaa rajoja tulevaisuuden ympäristöohjelmille ja kehitykselle, koska ekotehokkuutta pidetään kestäväen kehityksen ”ruumiillistumana” – loppu-pisteenä, ja että lopulta ekotehokkuus edistää vain vähän kestävää kehitystä.

3.5

Ekotehokkuuden mittaaminen aluetasolla

Ekotehokkuutta on tutkittu aluetasolla vähän verrattuna kansallisen, globaalin tai yritystason tutkimuksien määrään. Kansalliselle tai globaalille tasolle suunnitellut mittarit eivät kuitenkaan kuvaa aluetason tarpeita, sillä näkökulma on erilainen (Mickwitz ym. 2005, 1604–1605). Aluetason ekotehokkuuden seuranta mahdollistaa eri alueiden kehityksen tarkkailun (Hinterberger ja Scheneider 2001, 2), sillä alueen tiedot voivat helpottaa kansallisen tason toiminnan suunnittelua, kun nähdään mitkä ovat kunkin alueen vahvuuksia ja heikkouksia (Mickwitz ym. 2005, 1604–1605). Usein aluetasolla ekotehokkuus voi muuttua lyhyessäkin ajassa verrattuna esimerkiksi kansalliseen tai globaaliin tasoon.

Aluetason ekotehokkuuden kehittämisen tavoitteena on tuottaa palveluita ja tuotteita siten, että tuotannon ja prosessien raaka-aineet saadaan alueen sisältä, ja että myös alueella muodostuneet jätteet käsiteltäisiin tai kierrätettäisiin alueen sisällä niin paljon kuin mahdollista. Omavaraisuutta ei ole kuitenkaan tarkoitus saavuttaa, sillä kaikkia tuotannon tai palveluiden panoksia ei ole yleensä mahdollista saada alueen sisältä. Lisäksi aluetasolla ekotehokkuudella pyritään edistämään eri alueiden tasa-arvoisuutta, jossa köyhemmät alueet eivät ole riippuvaisia rikkaammista alueista. (Hinterberger ja Schneider 2001, 7–14.) Yhteistyö viereisen alueen kanssa oman alueen reunalla voi olla hyödyllistä talouden ja ympäristön kannalta. Esimerkiksi kuljetusten aiheuttamaa ympäristökuormitusta ja kustannuksia voidaan vähentää, jos jätteet toimitetaan loppusijoitettavaksi lähimpään loppusijoituspaikkaan riippumatta siitä, onko loppusijoituspaikka oman vai viereisen alueen puolella. Hinterberger ja Schneider (2001, 7–14) korostivatkin, että alueiden välillä pitäisi edistää yhteistyötä, kuten esimerkiksi jätepolitiikassa aluetason yhteistyö on koettu tärkeäksi ja tehokkaaksi. Yhteistyö mahdollistaa myös ekotehokkuuden tietotaidon leviämisen alueiden välillä. Alueiden välisessä yhteistyössä on havaittu esteitä, kuten poliittisia esteitä, verotus- tai kompetenssieroja, rahan ja ajan puutetta sekä kommunikointiongelmia. (Hinterberger ja Schneider 2001, 7–14.) Yhteistyön lisäksi haasteita ekotehokkuuden määrittelyssä aluetasolla on myös mittareiden määrittelyssä. Tilastollista tietoa on eri tahoilla runsaasti, mutta ne eivät aina ole julkisesti saatavilla. Viimevuosina aluetason mittareiden määrittelyä on kehitetty, jotta eri alueiden ekotehokkuuksia raportoitaisiin samalla tavalla ja tulokset olisivat vertailukelpoisia. (Mickwitz ym. 2005, 1604–1605.)

Ekotehokkuuden mittaaminen – Case Kymenlaakso

Suomessa on tehty aluetason ekotehokkuus tarkastelu Suomen ympäristökeskuksen hankkeessa, esimerkkinä Kymenlaakso (The Eco-efficiency of Regions – Case Kymenlaakso, ECOREG). Hankkeen tarkoituksena on ollut kehittää Kymenlaakson alueelle sopivia ekotehokkuuden indikaattoreita, sekä laajentaa pitkällä aikavälillä Kymenlaakson alueen ekotehokkuuden seurantajärjestelmää. Tuloksien perusteella on tarkoitus laatia ekotehokkuuden seuranta- ja arviointijärjestelmä Suomen ja EU:n aluetasojen tarpeisiin. (Melanen ym. 2004, 14.)

ECOREG-hankkeessa ekotehokkuutta tarkasteltiin taloudellisten ja ympäristötekijöiden avulla, mutta myös sosiaaliset vaikutukset otettiin huomioon (ks. Rosenström ja Mickwitz 2004). Alueen ekotehokkuutta tutkittiin kahdessa laajuudessa: toiminnan vaikutuksia alueen sisällä ja laajemmassa tarkastelussa ottamalla huomioon sisäisten vaikutusten lisäksi myös alueen ulkopuolelta tulevat materiaali- ja energia- virrat (Seppälä ym. 2005, 119–120). Hankkeessa ympäristövaikutusten indikaattorit jaettiin ympäristön kuormitusta ja luonnonvarojenkulutusta kuvaaviin indikaattoreihin (Melanen ym. 2004, 27). Niitä kuvaamaan valittiin neljä erilaista indikaattoria: materiaalivirta-, kuormitus- ja vaikutusindikaattorit sekä kokonaisvaikutusindikaattori (Seppälä ym. 2005, 121–126). Ekotehokkuusmittari laskettiin molemmissa tarkastelurajauksissa tuotteen tai palvelun tuottaman taloudellisen arvonlisäyksen ja ympäristövaikutusten suhdeluvusta. Samalla periaatteella laskettiin ekotehokkuusmittarit myös alueen keskeisille toimialoille kuten maataloudelle, metsätaloudelle ja kuljetuksille. Tunnuslukujen laskemisen lisäksi irtikykentää havainnollistettiin ympäristövaikutusten ja -kuormitustekijöiden kehityksen seurantaan tukevien indikaattoreiden avulla, joista pystyttiin havainnoimaan esimerkiksi ympäristövaikutusten kehityksen suuntaa ajassa suhteessa taloudellisen kehitykseen suuntaan. (Seppälä ym. 2005, 119–120.)

ECOREG-hankkeessa muiden mittareiden lisäksi aluetta kuvaaviksi taustatekijöiksi määriteltiin alueen pinta-ala, keskiväkiluku ja väestötiheys (asukasta/km²). Nämä parametrit mahdollistavat alueiden vertailun. (Mäenpää ja Mänty 2004, 32–33.) Toiminnan tuottaman arvonlisäyksen mittareina käytettiin bruttokansantuotetta, arvonlisäystä tai tuotosta. Arvonlisäyksellä tarkoitettiin lukuarvoa, johon on laskettu alueen yritysten tuotot. (Seppälä ym. 2005, 120–121.) Tämä kuvaa tuotannon alueelle luomaa uutta arvoa (Mäenpää ja Mänty 2004, 34). Sitä on käytetty erityisesti laskettaessa toimialojen ekotehokkuutta. Tuotosta käytettiin laskettaessa alueen ulkopuolelta tuotavien tuotteiden ja palveluiden vaikutusta toiminnan tuottamaan arvonlisäykseen. Tuotos laskettiin arvonlisäyksen ja alueen kuluttajien keskkulutussummasta. (Seppälä ym. 2005, 120–121.) Lisäksi Ecoreg-hankkeessa toiminnan vaikutusta alueen hyvinvointiin mitattiin suhteuttamalla kotitalouksien reaalityulojen määrä asukasta kohti (Mäenpää ja Mänty 2004, 36).

Alueen materiaalivirrat selvitettiin materiaalivirta-analyysin avulla. Materiaalivirtaindikaattorit suhteutettiin alueen asukasta kohden. Indikaattoreina olivat suora materiaalipanos, luonnonvarojen kokonaiskäyttö ja luonnonvarojen kokonaiskulutus. Lisäksi luonnonvarojen kokonaiskäyttö suhteutettiin BKT:ta sekä pinta-alaa kohden. (Mäenpää ja Mänty 2004, 37). Indikaattoreiden tarkemmat laskentaperusteet esitetään luvussa 4.2.4.

Kuormitusindikaattorit määritettiin elinkaariarvioinnin päästöinventaarion avulla, jossa numeerinen päästötieto kerättiin toimialakohtaisesti (Seppälä ym. 2005, 122–123). Toisessa vaiheessa päästöt luokiteltiin kuuteen eri vaikutusluokkaan: ilmastomuutos, yläilmämakehän otsonin väheneminen, alailmakehän otsonin muodostuminen, happamoituminen sekä vesistöjen rehevöityminen ja happivajaus (Tenhunen, Seppälä, Koskela, Hiltunen ja Melanen 2004). Lisäksi hankkeessa määriteltiin myös epäsuorat vaikutukset: ympäristöönnettomuudet, maaperän ja vesivarojen pilaantuminen, uusiutumattomien luonnonvarojen ja monimuotoisuuden väheneminen, haju, melu, sekä paikallisen ilmanlaadun, virkistyskäyttömahdollisuuksien, maiseman ja kulttuuriympäristön heikkeneminen (Seppälä ym. 2005, 123). Hankkeessa elinkaariarviointimenetelmän vaiheista käytettiin inventaarioanalyysiä, vaikutustenarviointia ja tulosten tulkintaa. Tarkoituksena oli selvittää alueelle keskeisimmät ympäristön kuormituksen indikaattorit, jotka voitaisiin liittää alueen ekotehokkuuden kehityksen seurantaan. (Melanen ym. 2004, 27–28.)

Hankkeen aikana järjestettiin kaksi seminaaria, joista toisessa määriteltiin elinkaariarvioinnin ympäristövaikutusluokille painotukset asiantuntija arvioiden pe-

rusteella. (Tenhunen ym. 2004.) Toisessa seminaarissa esiteltiin hankkeen ehdotukset vuosittain seurattaviksi indikaattoreiksi alueen toimijoille ja muille seminaariin osallistuville asiantuntijaryhmille. Työskentelyn runkona olivat elinkaariarvioinnin ympäristövaikutusluokkien sisältämät vaikutukset. Seminaariin osallistuneet alueen toimijat ja asiantuntijat saivat arvioida hankeryhmän laatimaa vuosittain seurattavien indikaattoreiden ehdotusta. Seminaarin tuloksena tuotettiin lista ympäristökuormituksen indikaattoreista. Esimerkiksi ilmastonmuutosta haluttiin seurata teollisuuden, energiantuotannon ja liikenteen hiilidioksidipäästötietojen avulla (kg/a). Lopulliset vuosittain seurattavat ympäristövaikutusluokat olivat: ilmastonmuutos, alailmakehän otsonin muodostuminen, happamoituminen, rehevöityminen, paikallinen ilmanlaatu, melu, haju, ympäristöönnettomuudet, ekotoksisuus, maaperän ja vesivarojen pilaantuminen sekä maiseman, virkistysmahdollisuuksien ja kulttuuriympäristön heikkeneminen, uusiutumattomien luonnonvarojen ja monimuotoisuuden vähentyminen. Tarkempi päästölaskenta, joka vaatii vaikutusten inventointia ja laskentaa tehdään viiden vuoden välein. Seminaarin keskustelussa tuli ilmi myös muutamia indikaattoreiden, joiden tietoa ei voida vuosittain tarkkailla tiedonsaannin ja laskennan vaikeuden johdosta, mutta jotka kuvaavat alueen tilan kehitystä. Tällaisiksi indikaattoreiksi seminaarissa todettiin rakennettujen maa-alueiden ja liikennealueiden pinta-ala, vapaiden rantojen osuus rantaviivasta, kunnostusta edellyttävien ja pilaantuneiden maa-alueiden määrä ja yli 55 dB:n melulle altistuvien asukkaiden lukumäärä. (Koskela, Hiltunen, Tenhunen, Seppälä, Myllymaa ja Melanen 2004.)

Yhtenä merkittävänä tuloksena ECOREG-hankkeessa voidaan pitää seuranta- ja arviointijärjestelmän kehittämistä Kymenlaakson alueelle. Järjestelmän ylläpitoa varten muodostetaan alueelle johtoryhmä, joka kokoaa tietoja yhteistyöverkoston kautta. Seuranta- ja arviointijärjestelmää varten on kehitetty Microsoft Excel -pohjainen tiedonhallintajärjestelmä. Kerättyjen tietojen pohjalta voidaan tehdä johtopäätöksiä aluetason kehityksestä ja asettaa ekotehokkuuden kehitystavoitteita. Tiedonhallintajärjestelmä tulostaa ekotehokkuuden mittarit tulostarkastelussa erilaisiksi kaavioiksi ja kuvaajiksi, joka helpottaa tulosten tulkintaa. (Melanen ym. 2004.)

ECOREG-hankkeessa havaittiin, että ympäristövaikutuksien kuvaamiseksi kannattaa käyttää useita indikaattoreita, sillä kullakin on omat etunsa ja haittansa (Seppälä ym. 2005). Esimerkiksi materiaalivirtojen arviointiin perustuvien indikaattoreiden laskenta on selkeää, mutta mittari kuvaa heikosti todellisia ympäristövaikutuksia verrattuna esimerkiksi päästömittareihin. Toisaalta päästömittareiden määrittelyssä käytetyn elinkaariarvioinnin heikkoutena voidaan pitää esimerkiksi aggregaattilukujen laskentaan liittyvän arvottamisen subjektiivisia oletuksia. (Melanen ym. 2004.) Hankkeessa ekotehokkuutta tarkasteltiin alueen sisällä sekä alueelle muualta Suomesta tai ulkomailta tulevien energia- ja materiaalivirtoihin perustuen. Tarkastelussa ei otettu huomioon alueelta poisvietyjen tuotteiden tai raaka-aineiden vaikutusta. Tämä johtui siitä, että niiden ympäristövaikutuksia ei voitu arvioida luotettavasti riittävällä tarkkuudella. Hankkeessa arvioitiinkin, että myös alueelta vietyjen tuotteiden ja raaka-aineiden vaikutuksien arviointi olisi tarpeen, mutta sitä ei nykyisellään pystytty laskemaan muun muassa puutteellisten tietojen vuoksi. ECOREG-hankkeessa todettiin myös, että ekotehokkuusmittarin laskeminen on hyödyllistä, mutta tarkemman kuvan päästöjen muodostumisesta ja päästömäärien kehityksestä saa erilaisten indikaattoreiden lukuarvojen kehitystä osoittavien kuvaajien avulla. Toiminnan tuotaman taloudellisen hyödyn indikaattoreiden heikkouksista ja vahvuuksista tarvitaan vielä lisää tietoa aluetasolla. (Seppälä ym. 2005.)

4 Ekotehokkuuden kehityksen seurantaan tukevat indikaattorit

Ekotehokkuuden tavoitteisiin kuuluu materiaalivirtojen ja ympäristövaikutusten vähentäminen sekä toiminnan tuottaman hyödyn kasvu. Tässä luvussa tarkastellaan ekotehokkuuden kehittymisen seurantaan tukevia indikaattoreita ja niiden teoreettista taustaa. Tällaisia indikaattoreita ovat elinkaariarvioinnin ympäristövaikutusluokat ja -kuormitustekijät sekä materiaalivirta-analyysin materiaalivirrat. Lisäksi pohditaan soveltuvia toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn indikaattoreita ja kustannusten soveltuvuutta ekotehokkuusmittarin tekijänä.

4.1

Elinkaariarviointi maa-alueiden puhdistamisen kuormitustekijöiden ja ympäristövaikutusten mittaajana

Pilaantuneiden maa-alueiden aluetason ekotehokkuutta mitattaessa tarvitaan tietoa puhdistushankkeessa käytettävistä merkittävistä panoksista ja niiden tuotoksista. Tällaiseen tarkasteluun soveltuu hyvin elinkaariarviointi. Elinkaariarvioinnin avulla voidaan selvittää tuotteiden tai palveluiden elinkaaren aikaisia ympäristövaikutuksia (Loikkanen ym. 1999, 3). Menetelmään on kehitetty kansainväliset standardit ISO 14040 (International Standard (ISO) 2006a) ja 14044 (International Standard (ISO) 2006b). Menetelmää on sovellettu myös pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen arvioimiseen (Diamond ym. 1999; Page ym. 1999; Sorvari, Antikainen ja Utriainen 2005). Aluetason ekotehokkuuden mittaamisessa Kymenlaakson alueella ECOREG-hankkeessa toteutettiin elinkaariarviointi, jotta pystytään valitsemaan ekotehokkuuden kehityksen seurantaan soveltuvat ympäristön kuormittumista kuvaavat indikaattorit. Elinkaariarvioinnin vaiheista hankkeessa käytettiin inventaarioanalyysiä, vaikutusarviointia ja tulosten tulkintaa. (Melanen ym. 2004, 28.) Samoja vaiheita liittyy yleisesti ekologisten vaikutusten laskentaan (Schaltegger ja Burritt 2000, 265). Ympäristönkuormitusindikaattoreiden avulla muodostettiin kuvaajia erilaisten päästöjen kehityksistä eri vuosina (Seppälä ym. 2005, 122). Tässä luvussa esitellään lyhyesti elinkaariarviointi menetelmänä, jonka jälkeen perehdytään siihen, millaisia ovat pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamiselle keskeisimmät ympäristövaikutukset. Lopuksi tarkastellaan erilaisia ympäristökuormitusta kuvaavia indikaattoreita, joita on käytetty pilaantuneiden maa-alueiden elinkaariarviointitutkimuksissa.

4.1.1

Menetelmä

Elinkaariarviointi aloitetaan määrittelemällä selvityksen tavoitteet ja sen kohde sekä tutkimukseen liitettävät ainevirrat kuten materiaali- ja energiavirrat sekä ympäristö-

kriteerit. Tämän jälkeen siirrytään inventaarioanalyysivaiheeseen, jossa määritellään panokset ja tuotokset sekä niiden numeeriset arvot. (International Standard (ISO) 2006b.) Panoksina toimivat esimerkiksi erilaiset luonnonvarat, ja tuotoksina toiminnan lopputuotteet tai palvelut, mutta myös erilaiset päästöt (Loikkanen ym. 1999, 2). Inventaarioanalyysistä saatavia panosten ja tuotosten lukuarvoja voidaan kutsua myös kuormitustekijöiksi.

Panosten ja tuotosten määrittelyn jälkeen siirrytään vaikutustenarviointivaiheeseen. Vaikutustenarvioinnissa inventaarioanalyysissä saadut kuormitustekijät luokitellaan erilaisiin ympäristövaikutusten luokkiin. Luokkien lukuarvojen muuttamiseksi yhdeksi vaikutusluokkaindikaattoriksi ilmaistaan ne samassa yksikössä. Tähän käytetään niin kutsuttuja karakterisointikertoimia. (International Standard (ISO) 2006b.) Esimerkiksi ilmastomuutosluokan eri päästöt pystytään karakterisoinnin avulla ilmaisemaan hiilidioksidi-ekvivalenteina. Karakterisoinnin eli luonnehdinnan jälkeen luokat voidaan normalisoida, jolloin saadut lukuarvot jaetaan jonkin maantieteellisen alueen vastaavalla tilastollisella luvulla (Loikkanen ym. 1999, 2). Tämä mahdollistaa suurimpien poikkeamien ja ympäristövaikutusten havainnoinnin. Normalisointi on välttämätöntä, mikäli lukuarvoista halutaan myöhemmin muodostaa yksi aggregaattiluku. (mts., 2.) Tämän jälkeen arvioidaan elinkaariarvioinnin tulokset sekä niiden luotettavuus. Luotettavuutta tarkastellaan herkkyysanalyysin avulla. Herkkyysanalyysissä antamalla lukuarvoille erilaisia suuruuksia voidaan havainnoida niiden vaikutuksia lopputulokseen sekä arvioida tulokseen liittyviä epävarmuustekijöitä. Herkkyysanalyysi voidaan tehdä jo inventaarioanalyysivaiheessa, jolloin tarkastelusta voidaan poistaa merkityksettömät tai lisätä merkityksellisiä panoksia, tuotoksia tai yksikköprosesseja. Elinkaariarvioinnin lopuksi suoritetaan tulosten tulkinta ja raportointi. (International Standard (ISO) 2006b.)

Tarvittaessa ympäristövaikutusluokille voidaan määritellä painotuskertoimet sen mukaan, kuinka merkittäviksi vaikutukset arvioidaan. Painotusta ei aina tehdä, sillä se lisää analyysin subjektiivisuutta. (Loikkanen ym. 1999, 2.) Painotuskertoimet voidaan määritellä esimerkiksi haastattelututkimuksen avulla (Balasubramaniam, Boyle ja Voulvoulis 2007) tai biologis-fysikaalis-kemiallisten ympäristövaikutusten perusteella (Blanc, Métivier-Pignon, Gourdon ja Rousseaux 2004).

4.1.2

Menetelmän heikkoudet ja vahvuudet

Elinkaariarvioinnin menetelmää on pidetty erityisen hyvänä tapana arvioida toimintojen, tuotteiden ja palveluiden elinkaaren aikaisia ympäristövaikutuksia (Loikkanen ym. 1999; Melanen ym. 2004, 38). Elinkaariarviointia voidaan käyttää myös toiminnan kehittämisessä, sillä menetelmä paljastaa elinkaaren aikaiset merkittävimmät ympäristövaikutuksia aiheuttavat työvaiheet (Loikkanen ym. 2004).

Elinkaariarviointiin liittyy standardista huolimatta epävarmuustekijöitä, jotka tulee ottaa huomioon tuloksia tulkittaessa. Epävarmuutta liittyy muun muassa inventaarioanalyysin lukuarvojen laskemiseen ja mahdollisiin lähtötietojen puutteisiin, jotka vääristävät lukuarvoja. Myös karakterisointilukujen ja painotuskertoimien määrittely sisältää epävarmuuksia. Tutkijat ovat suhteellisen yksimielisiä painotusmenetelmistä, mutta painotuskerrointen käyttökelpoisuudesta ja hyväksyttävyydestä ei olla yhtä mieltä. Painotuskertoimiin liittyykin merkittäviä epävarmuuksia. (Huijbregts 1998.) Lisäksi kaikille panoksille ja päästöille ei ole olemassa normeeraustekijöitä (Loikkanen ym. 1999, 19-24).

Epävarmuutta liittyy elinkaariarvioinnin rajauksellisiin tekijöihin, esimerkiksi miten ympäristökuormitukset vaikuttavat alueella. Eri alueiden välillä voi olla esimerkiksi erilaisia ekologisia olosuhteita. (Huijbregts 1998.) Tähän liittyy myös analyysin vaikutustenarvioinnin epävarmuus siitä, mitkä panokset ja tuotokset kuuluvat ku-

hunkin vaikutusluokkaan, ja miten luokat pitäisi luonnehtia (Loikkanen ym. 1999, 19–24). Elinkaariarvioinnissa on havaittu ongelmalliseksi arvioida erilaisten ympäristövaikutusten pitkän aikavälin vaikutuksia. Muun muassa karakterisointiluvut on määriteltä lyhyen aikavälin vaikutusten perusteella, joten niiden käyttäminen lisää aikarajauksiin liittyviä epävarmuuksia. Elinkaariarviointi voidaan tehdä huomioiden erilaisia kuormitustekijöitä ja vaikutusluokkia, jotka lisäävät elinkaariarviointien tuloksinanvaraisuutta, tällöin esimerkiksi saman tuotteen tai palvelun elinkaariarvioinnista voidaan saada erilaisia tuloksia. (Huijbregts 1998.)

4.1.3

Puhdistusmenetelmien ympäristövaikutukset

Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden puhdistusmenetelmien vaikutuksia on tutkittu jonkin verran elinkaariarvioinnin avulla. Tässä luvussa pilaantuneiden maa-alueiden puhdistuksen elinkaaren aikaisia vaikutuksia havainnoidaan myös monikriteerianalyysien tuloksien avulla (ks. Blanc ym. 2004; Harbottle, Al-Tabbaa ja Evans 2006). Monikriteerianalyysi etenee elinkaariarvioinnin tavoin aina ympäristövaikutusten inventaarioanalyysiin asti, jonka jälkeen se siirtyy suoraan painotuslaskelmiin, herkkyysanalyysiin ja tulosten tulkintaan (Blanc ym. 2004). Menetelmää ei esitellä tässä tarkemmin, mutta sen tuloksia tarkastellaan yhdessä elinkaariarvioinnista saatujen tulosten kanssa.

Page ym. (1999) keskittyivät tutkimaan massanvaihdon vaikutuksia siten, että osa pilaantuneesta maa-aineksesta kuitenkin jätettiin maaperään. He rajasivat tutkimuksen käsittämään kunnostustyön aikaisia ympäristövaikutuksia ja jättivät huomiotta materiaalin loppusijoituspaikkakäsittelyn tai loppusijoituksen pitkän aikavälin mahdolliset kuormitustekijät. Diamond ym. (1999) sisällyttivät tutkimukseen puhdistusmenetelmistä eristämisen, massanvaihdon, maanpesun, höyryuuton, bioremediaation ja kunnostamatta jättämisen. Vastaavasti Volkwein ym. (1999) valitsivat arvioitaviksi puhdistusmenetelmiksi maa-aineksen kaivuun ja loppusijoituksen puhdistettavalle maa-alueelle, pintaeristuksen sekä massanvaihdon arvioituna kolmella eri käsittelymenetelmällä. Cadotte ym. (2007) keskittyivät selvittämään diesel-polttoaineella pilaantuneen maa-alueen puhdistamisen vaikutuksia. Tarkasteltavina puhdistusmenetelminä tutkimuksessa olivat pohjaveden pumppaus ja käsittely –menetelmä, *in situ* menetelmistä biologinen käsittely (muun muassa bioventing) ja kemiallis-biologinen menetelmä (kemiallinen hapetus) sekä pilaantuneen maa-aineksen *on site* –käsittely aumoissa. Lesage ym. (2007) arvioivat niin kutsuttujen brownfield² -alueiden puhdistusmenetelmiä. Puhdistusmenetelminä huomioitiin massanvaihto ja kohteen eristäminen 30 cm:n paksuisella maakerroksella. Pagen ym. (1999) ja Diamondin ym. (1999) tarkastelujaksona oli 25 vuotta. Cadotte ym. (2007), Lesage ym. (2007), Toffoletto ym. (2005) ja Volkwein ym. (1999) eivät esittäneet tarkasteltavaa aikajännettä. Useimmissa tutkimuksissa todettiin, että tulosten luotettavuutta heikentää se, ettei pitkän aikavälin ympäristövaikutuksista ole riittävästi tietoa (Diamond ym. 1999; Harbottle ym. 2006; Page ym. 1999).

Yleensä elinkaariarvioinnit toteutetaan kvantitatiivisesti. Pilaantuneiden maa-alueiden elinkaariarvioinneista vain Diamond ym. (1999) tekivät tutkimuksen kvalitatiivinen. Cadotten ym. (2007), Lesagen ym. (2007), Pagen ym. (1999) ja Toffoletton ym. (2005) tutkimukset olivat selkeästi kohdekohtaisia, mutta Diamond ym. (1999) ja Volkwein ym. (1999) tutkimukset olivat siirrettävissä myös aluetasolle. Erityisesti Volkwein ym. (1999) tutkimusta voidaan pitää aluetasoisena, sillä sen tarkoituk-

² Brownfield –alue on hylätty tai vajaan käytön alue, joka voi olla esimerkiksi vanha teollisuus-alue. Alue ei ole välttämättä pilaantunut.

sena on ollut luoda Saksaan laskentaohjelma (Umweltbilanzierung von Altlastensanierungsverfahren, UvA), jonka avulla voidaan arvioida pilaantuneen maaperän ja pohjaveden puhdistushankkeiden riskien vähentymää, ympäristövaikutuksia ja kustannuksia. Vastaavanlaisia puhdistamisen kohdekohtaisia laskentatyökaluja on kehitetty myös Hollannissa (engl. Risk reduction, Environmental merit, Costs, REC) ja Suomessa PIRRE-hankkeessa (Sorvari ym. 2005). Tutkimuksista Cadotte ym. (2007), Lesage ym. (2007) ja Toffoletto ym. (2005) jakoivat tarkasteltavat vaikutukset kohdekohtaisiin (primaarisia) ja globaaleihin (sekundaarisia) ympäristövaikutuksiin. Sen sijaan Diamond ym. (1999), Page ym. (1999) ja Volkwein ym. (1999) eivät jakaneet ympäristövaikutuksia erikseen sekundaarisiin ja primaarisiin.

Tutkimukset olivat lähes yksimielisiä massanvaihdon aiheuttamista energiankulutuksen ja ilmanpäästöjen ympäristövaikutuksista, jotka todettiin muihin puhdistusmenetelmiin verrattuna suuriksi (Diamond ym. 1999; Harbottle ym. 2006; Page ym. 1999). Lisäksi Page ym. (1999) totesivat massanvaihdon aiheuttavan vesivarojen, maaperä- ja mineraalivarojen ehtymistä. Diamond ym. (1999) suosittelivat maanpesua ja bioremediaatiota massanvaihdon sijaan, sillä niiden avulla maa-aineksen sisältämät haitta-aineet saadaan vähenemään ekosysteemin ainekierrosta.

Cadotte ym. (2007) totesivat *off site* –puhdistusmenetelmän tuottavan enemmän sekundaarisia ympäristövaikutuksia kuin *in situ* –menetelmät. Toisaalta havaittiin, että biologinen käsittely tuottaa vähän päästöjä, mutta se vie enemmän aikaa kuin *off site* –menetelmät. Cadotten ym. (2007) tutkimuksessa tarkastelluista biologisista maaperän puhdistusmenetelmistä parhaaksi todettiin bioventing, sillä ympäristövaikutuksia oli vähän eikä puhdistuskohteessa jouduttu aiheuttamaan ympäristölle häiriötä esimerkiksi mittavien kaivujen muodossa. Aumakäsittelyssä haitaksi todettiin häiriö puhdistuskohteessa, kun maa-aineksia kaivettiin maaperästä aumoihin. Lisäksi menetelmä kulutti tutkituista menetelmistä eniten materiaaleja, sillä auma-alueen rakenteissa käytettiin muun muassa soraa ja asfalttia. Häiriötä aiheutti myös se, että työn aikana kohteessa oli poistetun maa-aineksen tilalla avoin kaivanto. Tutkimuksessa havaittiin, että kemiallinen hapettaminen vähensi nopeasti primaarisia ympäristövaikutuksia, mutta tuotti käsittelyn aikana eniten sekundaarisia ympäristövaikutuksia verrattuna biologiseen käsittelyyn tai aumakäsittelyyn. (Cadotte ym. 2007.) Cadotte ym. (2007) havaitsivat vertailemalla pohjaveden puhdistusmenetelmiä, että kemiallinen hapetus oli nopein menetelmä (4 vuotta). Lähes yhtä nopea puhdistusmenetelmä oli veden luontainen puhdistaminen (6 vuotta). Sen sijaan pumppaus ja käsittely –menetelmä vaati yli kolme vuosikymmentä veden puhdistamiseen. Toisaalta havaittiin, että kemiallinen hapettaminen tuotti eniten sekundaarisia vaikutuksia verrattuna esimerkiksi pumppaus ja käsittely –menetelmään. (Cadotte ym. 2007.)

Toffoletto ym. (2005) tutkivat dieselillä pilaantuneen maa-aineksen puhdistamisen ympäristövaikutuksia vertailemalla tilapäisen ja pysyvän käsittelyalueen välisiä eroja. Pysyvällä käsittelyalueella tarkoitettiin päällystettyä aluetta, jossa vuosittain käsitellään 25 000 m³ pilaantuneita maa-aineksia. Tilapäinen käsittelyalue määriteltiin sen sijaan puhdistuskohteessa sijaitseväksi päällystetyksi kentäksi, jossa käsitellään vain kohteessa muodostuneet maa-ainekset kahden vuoden aikana. Tutkimuksessa huomioitiin, että biologinen maa-ainesten käsittely ei toteudu aina täydellisesti, joten osittain käsitellyt maa-ainekset arvioitiin loppusijoitettavan kaatopaikalle. Tutkimuksessa havaittiin, että maa-ainesten käsittely puhdistuskohteessa tilapäisellä alueella aiheutti enemmän päästöjä ympäristöön verrattuna pysyvään käsittelyalueeseen silloin, kun kuljetusmatka pysyvään käsittelykohteeseen oli alle 200 km. Ympäristövaikutusten osalta ongelmalliseksi havaittiin myös asfalttipäällysteen rakentamisen ja käytöstä poistamisen aikaiset ympäristövaikutukset. Pysyvällä käsittelyalueella asfalttipinnan rakentamisen ja purkamisen ympäristövaikutukset olivat vähäiset suhteessa toiminnan aikaisiin vaikutuksiin. (Toffoletto ym. 2005.) Erot pysyvän ja tilapäisen käsittelyalueen ympäristövaikutuksissa muodostuivat niiden erilaisista

käyttöasteista, sillä pysyvän käsittelykentän rakentamisen ja käytöstä poistamisen ympäristövaikutukset jaetaan suuremmalla käsiteltyjen maa-ainesten määrällä kuin tilapäisellä kentällä.

Toffoleton ym. (2005) tutkimuksessa korostettiin, että puhdistustyön vaikutuksien pienentämiseksi täytyy työtapoja kehittää siten, että päästöjä muodostuisi mahdollisimman vähän. Lisäksi tutkimuksessa pohdittiin kenttärakenteiden asfaltin korvaamista betonilla. Todettiin, että betonin ympäristövaikutukset ovat myös merkittäviä, mutta pysyvällä käsittelyalueella betoni on ympäristövaikutusten kannalta suotuinen, sillä se on kestävämpi kuin asfaltti ja vaatii vähemmän kunnossapitotoimenpiteitä. Tutkimuksessa suositeltiin käytettävän kierrätettyä asfalttia neitseellisen materiaalin sijaan, jotta ympäristöön kohdistuvat päästöt olisivat vähäisempiä. (Toffoletto ym. 2007.) Tutkimus ei ottanut huomioon betonin ja asfaltin tiiveyseroja, joilla on vaikutusta haitta-aineiden mahdolliseen kulkeutumiseen rakenteiden läpi.

Kohdekohtaisessa pilaantuneiden maa-ainesten sijoittamisessa havaittiin pitkällä aikavälillä ongelmalliseksi haitta-aineiden säilyminen maaperässä ja sen mahdollisesti asettamat maankäytön rajoitteet sekä riskit (ks. Diamond ym. 1999; Harbottle ym. 2006; Page ym. 1999). Lesage ym. (2007) havaitsivat, että kohdekohtainen sijoittaminen aiheuttaa enemmän primaarisia ja vähemmän sekundaarisia ympäristövaikutuksia kuin massanvaihto. Kohdekohtaisen sijoittamisen primaarisissa vaikutuksissa huomioitiin haitta-aineiden terveys- ja ympäristöriskien säilyminen alueella, joka saattoi johtaa maankäytön rajoituksiin. Toisaalta Page ym. (1999) totesivat eristämisen vähentävän kaivuutyönaikaisia ilmanpäästöjä, mutta kuluttavan enemmän materiaaleja verrattuna massanvaihtoon. Page ym. (1999) keskittyivät tutkimuksessaan Lesagea ym. (2007) keskeisemmin erilaisten työvaiheiden ympäristövaikutuksiin ja -kuormituksiin, eikä niinkään riskeihin, joten tutkimusten tulokset eivät ole ristiriitaisia. Harbottle ym. (2006) ehdottivat pilaantuneiden maa-ainesten kohdekohtaisen eristämisen yhdistämistä johonkin haitta-aineiden pitoisuuksia laskevaan puhdistusmenetelmään, kuten biologisen puhdistamisen menetelmään. Toisaalta kahden puhdistusmenetelmän käyttö lisää puhdistamisen kustannuksia.

4.1.4

Kohdekohtaisten tarkastelujen ympäristökuormitus- ja ympäristövaikutusindikaattoreita

Elinkaariarvioinnin ympäristövaikutuksien ja -kuormitustekijöiden valinnassa on hyvä huomioda paitsi tarkasteltavan tuotteen tai toimintojen elinkaaren aikaiset ympäristövaikutukset, myös kansainväliset raportointivaatimukset ja mahdolliset sitoumukset. Tällaisia sitoumuksia ovat muun muassa Montrealin sopimus otsonia heikentävien aineiden käytön kieltämisestä ja Kioton pöytäkirja ilmastonmuutoksen ehkäisemisestä. Kiotossa vuonna 1997 hyväksytyssä sopimuksessa kasvihuonekaasupäästöiksi luetaan hiilidioksidi, metaani, dityppioksidi sekä kolme teollista yhdistettä ja niiden ryhmää (HFC, PFC ja SF₆). Tähän alalukuun on kerätty muutamien pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen elinkaaren aikaisten vaikutusten ympäristövaikutusten ja -kuormitustekijöiden indikaattoreita.

Diamondin ym. (1999), Pagen ym. (1999) ja Volkwein ym. (1999) pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen elinkaariarvointien tutkimuksista vain Volkwein ym. (1999) huomioi laskelmissaan Kiotossa vuonna 1997 määritellyistä ilmastonmuutoksen kuormitustekijöistä hiilidioksidi-, metaani- ja dityppioksidipäästöt. Diamond ym. (1999) laskivat pilaantuneiden maa-alueiden puhdistusmenetelmien hiilidioksidipäästöt ja metaanin. Suppeimmin ilmastonmuutoksen kuormitustekijöitä käsitteli Page ym. (1999) tarkastellen vain hiilidioksidipäästöjä. Toisaalta Page ym. (1999) käsittelivät ilmastonmuutoksen sijaan kasvihuonekaasujen vaikutusluokkaa hiilidioksidi-, hiilivety-, hiilimonoksidi- ja typenoksidipäästöjen avulla. Yläilmakehän

otsonikatoa aiheuttavia päästöjä arvioivat vain Page ym. (1999) ja Diamond ym. (1999) tutkimuksissaan, ja tuolloinkin otsonikadon kuormitustekijöistä he ottivat huomioon vain CFC-yhdisteet.

Page ym. (1999), Diamond ym. (1999) ja Volkwein ym. (1999) tutkimuksille yhteisiä vaikutuskategorioita olivat ilmastonmuutos, jätteiden kokonaismäärä, maankäyttö ja toksisuus. Ehdottomasti laajin vaikutusluokkien määrä oli Diamond ym. (1999) tutkimuksessa. Tähän voi vaikuttaa tutkimuksen kvalitatiivisuus, jolloin numeeristen arvojen selvittäminen ei ole tarpeen. Tutkimuksen inventaarioanalyysissä kuormitustekijöiden merkittävyys puhdistusmenetelmän kannalta arvioidaan sanallisesti termeillä alhainen, keskimääräinen ja korkea. Arvio perustui potentiaaliseen ympäristö- ja terveysriskin arviointiin (Diamond ym. 1999, 794). Taulukossa 3 on esitetty kaikki Page ym. (1999), Diamond ym. (1999) ja Volkwein ym. (1999) ympäristövaikutus ja -kuormitustekijät.

Pilaantuneiden maa-alueiden ja pohjaveden puhdistusmenetelmien arvioimiseen on kehitetty muitakin arviointia helpottavia laskentaohjelmia kuin Volkwein ym. (1999) kehittämä ympäristövaikutusluokkia sisältävä saksalainen laskentaohjelma. Esimerkiksi hollantilaisessa laskentaohjelmassa (engl. Risk reduction, Environmental merit, Costs, REC) pilaantuneiden maa-alueiden puhdistustarpeen arvioinnissa otetaan huomioon riskit, ympäristöhyödyt sekä puhdistamisen kustannukset (Nijboer, Okx, Beinat, van Drunen, Janssen 1998). Menetelmän tavoitteena on maksimoida puhdistamisen jälkeinen ympäristölaatu ja minimoimalla puhdistamisen aikaiset kustannukset, energiankulutus ja materiaalin käyttö. Riskinarvion tarkoituksena on löytää optimaalinen puhdistamisen jälkeinen riskitaso. Ympäristökuormitustekijöistä tarkastellaan seuraavia tekijöitä: maaperän ja pohjaveden laatu, kulutetun maaperän ja pohjaveden määrä, energiankulutus, päästöt ilmaan ja pintavesiin, jätekertymä ja maankäyttö. (mt.)

Taulukko 3. Page ym. (1999), Diamond ym. (1999) ja Volkwein ym. (1999) tutkimusten ympäristövaikutus ja -kuormitustekijät.

Hanke / Tutkimus	Ilmastonmuutos	Happamoituminen	Otsonikato	Rehevöityminen	Maaperän- ja pohjaveden laatu	Päästöt pintavesiin	Maa-aineksen kulutus	Materiaalin kulutus	Jätteiden kokonaismäärä	Kaatopaikalle viedyt jätteet	Energiankulutus	Fossiil. polttoainneiden kulutus	Vedenkulutus	Maankäyttö	Myrkyllisyys	Foto-oksidantin muodostuminen	Haju ja melu
Diamond ym. 1999	x	x	x	x			x		x		x	x	x	x	x	x	x
Page ym. 1999	x		x						x					x	x		
Volkwein ym. 1999	x	x							x	x	x	x	x	x	x	x	x

Suomen ympäristökeskuksessa on ollut käynnissä Pilaantuneen maaperän ja pohjaveden riskinhallintaratkaisujen ekotehokkuus -hanke (PIRRE) vuodesta 2003. Hankkeessa on kehitetty PIRTU-laskentamenetelmä. Laskennassa on yhdistelty riskinarvion, elinkaariarvioinnin ja kustannuslaskennan menetelmiä. Menetelmä perustuu hollantilaiseen REC-menetelmään. PIRRE-hankkeen menetelmässä hyödyt on ajateltu sisältyvän neljään vaikutuskategoriaan, joita ovat terveysriskin ja ekologisen riskin väheneminen, sekä maaperän- ja pohjavedenlaadun paraneminen puhdistettavalla maa-alueella. Menetelmässä on otettu huomioon seuraavat kuormitustekijät: päästöt pintaveteen ja ilmaan, maaperän ja pohjaveden kulutus, maankäyttö, energiankulutus, materiaalin kulutus ja jätekertymä. Laskennassa ei tässä vaiheessa otettu huomioon pilaantuneen maa-aineksen loppusijoituksesta tapahtuvia päästöjä tai puhdistamisen aikaisia riskejä. Haittojen painotuskertoimena käytettiin kaikille muille samaa kerrointa, paitsi pohjaveden- ja maaperänlaadun paranemiselle annettiin positiivista hyötyä kuvaava kerroin. (Sorvari ym. 2005.) Taulukkoon 4 on kerätty REC- ja PIRTU-laskentaohjelmien ympäristövaikutus ja -kuormitustekijöitä.

EURODEMO (2007) yhteistyöryhmä piti keskeisinä pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen elinkaariarvointien ympäristökuormitustekijöinä energiankulutusta, jätteen muodostumista, ilmastomuutosta ja vedenkulutusta. Ilmastomuutoksen indikaattoriksi esitettiin hiilidioksidipäästöjen määrää. EURODEMO (2007) yhteistyöryhmän raportissa on samoja ympäristökuormitustekijöitä kuin edellä esitetyissä pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen vaikutusten arviointiluokissa.

Tarkasteltaessa tässä luvussa esitettyjä ympäristövaikutusluokkia ja -kuormitustekijöitä voidaan havaita, että kaikki esitetyt pilaantuneen maaperän puhdistamisen elinkaariarviot ovat huomioineet ilmastomuutoksen, jätteiden kokonaismäärän ja maankäytön. Lisäksi neljä viidestä on käsitelty myös energian- ja vedenkulutusta. Myös happamoituminen, myrkyllisyys ja maa-aineksen kulutus huomioitiin kolmessa tutkimuksessa viidestä. Loput ympäristövaikutusluokat tai -kuormitustekijät tulivat valituiksi yhdessä tai kahdessa tutkimuksessa.

Indikaattoreiden valinnassa painottuu usein aluetason näkökulma, sillä eri alueilla on muun muassa erilaiset ilmastolliset olosuhteet. Edellä esitettyjen yleisimpien pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen vaikutusluokkien lisäksi PIRRE-hankkeessa tarkasteltiin myös päästöjä pintavesiin ja materiaalinkulutusta. Päästöt pintavesiin on keskeinen Suomen eri alueilla, koska luonnonympäristöltään karut järvemme ovat herkkiä happamoitumiselle ja rehevöitymiselle sekä erilaisten haitta-aineiden vaikutuksille. Täten Suomen olosuhteissa päästöt pintavesiin tuntuu merkitykselliselle indikaattorille myös aluetasolla. Lisäksi maa-aineksen kulutus vaikuttaa materiaaliavirtoihin sekä maa-ainesten ottopaikoilla kohteen biotooppeihin kuten pohjavesiin, joten myös tämä indikaattori on vaikutuksiltaan merkittävä.

Taulukko 4. REC- (Nijboer ym. 2005) ja PIRTU-laskentaohjelmien (Sorvari ym. 2005) ympäristövaikutus ja -kuormitustekijät.

Hanke / Tutkimus	Ilmastomuutos	Happamoituminen	Otsonikato	Rehevöityminen	Maaperän- ja pohjaveden laatu	Päästöt pintavesiin	Maa-aineksen kulutus	Materiaalin kulutus	Jätteiden kokonaismäärä	Kaatopaikalle vietyt jätteet	Energiankulutus	Fossiil. polttoainneiden kulutus	Vedenkulutus	Maankäyttö	Myrkyllisyys	Foto-oksidantin muodostuminen	Haju ja melu
Nijboer ym. 1998	x				x	x	x		x		x		x	x			
Sorvari ym. 2005	x				x	x		x	x		x		x	x			

Materiaalivirta-analyysi

Materiaalivirta-analyysi (engl. Material Flow Analysis, MFA) on yksi ekotehokkuuden kehityksen seurantaa tukevien indikaattoreiden määrittelyn työkalu. Hinterbergerin ja Schneiderin (2001, 9) mielestä materiaalivirtojen hallinta on tärkeä osa aluetason ekotehokkuutta. Vaikka materiaalivirrat eivät suoraan kuvaa todellisia ympäristövaikutuksia, katsotaan niiden toimivan suuntaa-antavasti vaikutusten todentajina (Honkasalo 2001, 10–11; Hammer, Giljum, Bargigli ja Hinterberger 2003, 2). Käytetyt panokset päätyvät ennen pitkään luontoon, jolloin materiaalin määrä kuvastaa samalla ympäristöhaittoja (Adriaanse ym. 1997, 5–6; Honkasalo 2001, 10–11). Kansallisen tason materiaalivirta-analyysijä on kehitetty 1990-luvun alusta lähtien muun muassa Itävallassa ja Japanissa (Hammer ym. 2003, 6). Kansallisen tason materiaalivirta-analyysille on määritetty standardi Euroopan komission ja Euroopan tilastokeskuksen julkaisemana (European Commission 2001). Alueatasolla materiaalivirta-analyysijä on tehty verrattain vähän, eikä niille ole määritetty standardia ainakaan toistaiseksi (Hammer ym. 2003). Suomen materiaalivirtoja ja sen indikaattoreita ovat tutkineet muun muassa Mäenpää ja Juutinen (2002). Tässä luvussa kuvataan materiaalivirta-analyysijä menetelmänä. Lisäksi pohditaan pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen aluetason materiaalivirtoja, sekä selvitetään materiaalivirtoihin liittyvien indikaattoreiden laskentaa.

4.2.1

Menetelmä

Materiaalivirta-analyysi voidaan jakaa kuuteen tarkasteluluokkaan: aine- ja materiaalivirtoihin sekä tuotteiden materiaalivirtoihin, sekä lisäksi yritysten, toimialojen ja alueiden materiaalien läpivirtaukseen. Aineiden, materiaalien ja tuotteiden materiaalivirrat ovat keskittyneet ympäristöhaittoihin, sen sijaan yritysten, toimialojen ja alueiden tarkastelu keskittyy materiaalien läpivirtaukseen. Ainevirtojen tarkastelussa selvitetään teollisuuden päästölähteitä sekä aineiden pitoisuuksia, kulkeutumisreittejä ja muuntumista ympäristössä. Ainevirta-analyysi voi johtaa tarkempaan kvantitatiiviseen riskinarvioon. Tyypillisimmillään materiaalivirta-analyysi tarkastelee materiaalivirtojen määriä. Tuotteiden materiaalivirtojen tarkastelussa käytetään yleensä elinkaariarviointimenetelmää. Yritysten ja toimialojen materiaalivirtatarkasteluissa tavoitteena on löytää suurimmat ja ongelmallisimmat materiaalivirrat. Alueatasolla pyritään havainnoimaan materiaalivirtojen kokonaisuuksia ja merkityksiä. (Bringezu ja Moriguchi 2002, 80–84.)

Materiaalivirta-analyysi perustuu materiaalitaseen periaatteisiin. Termodynamiikan ensimmäisen ehdon mukaan materiaali tai energia ei häviä kierrosta tuotannon tai kulutuksen prosesseissa. (European Commission 2001, 11.) Materiaali voi myös muuttaa muotoaan talouden toiminnan tuloksena (Adriaanse ym. 1997, 5). Materiaalipanoksiksi lasketaan kaikki talouden ja ympäristön välillä liikkuvat materiaali-panokset. Sen sijaan pelkän talouden sisällä liikkuvat materiaalit jätetään huomiotta. (Hammer ym. 2003, 7.) Poikkeuksena voidaan pitää toimialojen välisiä materiaalivirta tarkasteluja. Kuten kuviosta 2 voidaan nähdä taloudella tarkoitetaan tilaa, jonka läpi osa materiaalipanoksista virtaa muuttumattomana tai muutettuna palveluiksi ja tuotteiksi muodostaen tuotoksia ja päästöjä (European Commission 2001, 15–17). Talouden toimintaan myös sitoutuu panoksia palveluina ja tuotteina (varastonmuutos) tai materiaali kierrätetään talouden sisällä (mt.).

Materiaalivirta-analyysissä selvitetään paitsi panokset ja tuotokset, myös tuotetun tuotteen tai palvelun materiaalin varastonmuutos. Lähtökohtaisesti panoksien pitäisi olla yhtä suuret kuin tuotoksen ja materiaalin varastonmuutoksen summa. (European

Commission 2001, 11.) Varastonmuutoksella tarkoitetaan materiaalia, joka tuotannon aikana sitoutuu tuotteisiin, ja joka vapautuu myöhemmin luontoon. Esimerkiksi rakennuksiin sitoutuu paljon materiaa vuosiksi, mutta käytöstä poistamisen jälkeen se päättyy takaisin luontoon. (European Commission 2001, 17; Bringezu, Schütz ja Moll 2003, 46–48.) Kierrätystä ei lasketa panoksiin tai tuotoksiin, vaan se pikemminkin katsotaan osaksi varastonmuutosta, jotta päällekkäisiltä laskelmilta välttyttäisiin (European Commission 2001, 47).

Materiaalivirta-analyysissä erilaisia panosryhmiä ovat kotimaiset luonnonvarat, kotimaiset käyttämättömät luonnonvarat, tuonti ja tuonnin piilovirrat (European Commission 2001, 16; Hammer ym. 2003, 13). Kotimaisella luonnonvaralla tarkoitetaan panosta, joka prosessoidaan ihmistoiminnan tuloksena tuotteeksi tai tuotoksi. Sen sijaan kotimaisia käyttämättömiä luonnonvaroja, kuten esimerkiksi rakentamisen yhteydessä kaivetut maa-ainekset, ei käytetä prosesseissa. (European Commission 2001, 20–21.) Luonnonvaroilla on myös se ero, että kotimaisella luonnonvaralla on rahallinen arvo, kun taas kotimaisella käyttämättömällä luonnonvaralla rahallista arvoa ei ole. Materiaalivirta-analyysissä tuonti sisältää raaka-aineita, puolivalmisteita tai lopputuotteita, jotka tuodaan alueen ulkopuolelta. (Bringezu, Schütz ja Moll 2003, 46.) Tuontiin, kuten vientiin, liittyy myös epäsuoria materiaalivirtoja, joita voidaan kutsua myös piilovirroiksi. Niillä tarkoitetaan tuotteiden ja palveluiden valmistamiseen kulutettuja materiaalivirtoja. (Adriaanse ym. 1997, 6; Bringezu, Schütz ja Moll 2003, 46; European Commission 2001, 22–23.)

Talouden toiminnasta muodostuu tuotoksia, joita ovat erilaiset päästöt, jätteet ja tuotteet. Kotimaisten käyttämättömien luonnonvarojen osalta tuotos-vaiheessa on kyse materiaalin jätehuollosta (Bringezu, Schütz ja Moll 2003, 46). Vienti sisältää raaka-aineita, puolivalmisteita ja lopputuotteita, jotka toimitetaan alueen ulkopuolelle. Lisäksi tuotoslaskelmissa voi ottaa huomioon myös viennin piilovirrat. (mt.)

Viennin ja tuonnin piilovirtojen laskeminen on haastavaa, sillä materiaalivirtojen suuruuksia ei ole suoraan saatavilla, vaan virrat täytyy arvioida (Adriaanse ym. 1997, 7; European Commission 2001, 45). Adriaanse ym. (1997, 7) esittivät, että piilovirrat lasketaan kotimaisten tuotteiden piilovirtatietojen pohjalta, vaikka tuotteiden valmistus ja luonnonvarojen kulutus tapahtuisikin jossain muussa maassa. Tutkimusryhmä esitti myös, että tuontituotteille laskettaisiin omat piilovirrat, joita laskelmissa voisi käyttää. Myöhemmin esimerkiksi ECOREG-hankkeessa osa piilovirroista laskettiin valmistukseen kulutettujen materiaalivirtojen arvioista, mutta osa yksittäisten tuotteiden piilovirroista on laskettu niin kutsutuilla piilovirtakertoimilla. Piilovirtakertoimet on kehitetty Wuppertal Institutissa, mutta ECOREG-hankkeessa niitä on muokattu osittain Suomen tuonnin ja viennin erityispiirteisiin. (Mäenpää ja Mänty 2004, 28.) Schmidt-Bleek:n kehittämää ekologista selkäreppua on myös kutsuttu piilovirroiksi (Bringezu, Schütz ja Moll 2003, 45).

4.2.2

Menetelmän heikkoudet ja vahvuudet

Materiaalivirta-analyysin vahvuuksiin kuuluu materiaalivirtojen suhteellisen helppo laskenta (Melanen ym. 2004, 38) sekä yhdistettävyyys taloudellisiin parametreihin (Hinterberger, Giljum ja Hammer 2003, 11; Kleijn 2001, 8). Lisäksi tulos voidaan ilmaista yhdellä selkeällä luvulla tai suhdeluvulla (Kleijn 2001, 8). Suhdelukua laskettaessa on havaittu, että taloudellisten parametrien ja ympäristövaikutusten rajuksien yhtenevyys vaatii tarkkaa määrittelyä (Adriaanse ym. 1997, 17), esimerkiksi ulkoisvaikutusten osalta. Tämä on yleinen ominaisuus ympäristö ja taloudellisten parametrien yhdistämisessä. Asiaa käsitellään lisää luvussa 4.3, jossa käsitellään toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn kuvaamista.

Materiaalivirta-analyysiä on kritisoitu myös siitä, että se ei ota huomioon erilaisten materiaalien haitallisuutta ja täten todellisia ympäristövaikutuksia (Hammer ym. 2003, 18; Honkasalo 2001, 12; Kleijn 2001, 8). Se jättää huomiotta materiaalin riittävyyden, kierrätettävyyden, hyödynnettävyyden jätteenä ja uusiutumattomien sekä uusiutuvien luonnonvarojen eron (Honkasalo 2001, 12). Adriaansen ym. (1997, 7) mukaan materiaalivirtojen ympäristövaikutukset voitaisiin ottaa huomioon relevanttien ympäristövaikutusta kuvaavien painotusten avulla, kuten esimerkiksi elinkaariarvioinnissa. Lisäksi Adriaanse ym. (1997, 9–12) esitellessään materiaalivirta-analyysiä totesivat, että menetelmä ottaa huomioon uusiutuvat ja uusiutumattomat panokset. He muun muassa raportoivat tutkimuksen empiirisessä osassa tarkasteluun valitsemiensa valtioiden uusiutuvat luonnonvarat. Tällöin biomassaksi määriteltyjen panosten osuus luokitellaan uusiutuviksi luonnonvaroiksi ja muut panokset ovat uusiutumattomia luonnonvaroja, kuten esimerkiksi erilaiset mineraalit tai polttoaineet.

Aluetason materiaalivirta-analyysin standardin puuttuminen on johtanut siihen, että tehdyt aluetason analyysit ovat hyvin vaihtelevia. Pääsääntöisesti materiaalivirtojen rajauksissa käytettiin kansallisen tason periaatteita, sen sijaan suurempaa vaihtelua tutkimuksissa on ollut huomioitujen materiaalivirtojen laajuuksissa. Toisissa tutkimuksissa materiaalivirtojen seuranta oli rajoittunut vain muutamaaan ympäristövaikutuksia aiheuttavaan haitta-aineen ainevirtaan, kun taas laajemmissa tutkimuksissa oli havainnointi kokonaisvaltaisesti analyysiin liittyviä materiaali-
virtoja. Aluetason materiaalivirtojen selvittämisen haasteena on myös lähtötietojen saatavuus. Kansallisen tason materiaalivirta-analyysin lähtötiedot on helposti saatavilla kansallisista tilastoista, mutta aluetasolla lähtötietojen kerääminen vie aikaa. (Hammer ym. 2003, 22–30.)

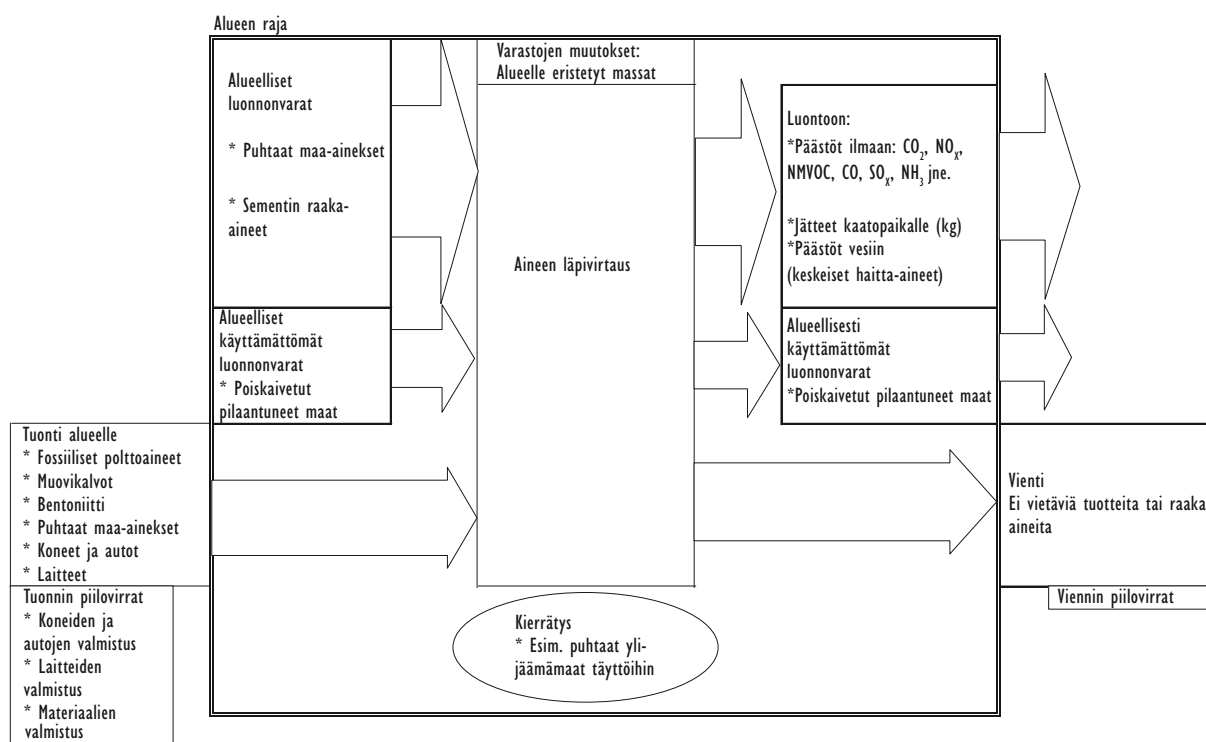
4.2.3

Maa-alueiden puhdistamisen materiaalivirrat aluetasolla

Aluetasolla materiaalivirrat voivat olla samoja kuin kansallisen raportoinnin materiaalivirta-analyysissä, mutta alueen rajaukset voidaan tehdä toisin verrattuna kansalliseen tarkasteluun: materiaalivirrat voidaan jakaa alueen sisäisiin, kansallisiin (kotimaisiin) ja kansainvälisiin ulottuvuuksiin (Hammer ym. 2003, 22; Melanen ym. 2004, 23). Kuviossa 2 on esitetty kansallista materiaalivirta-analyysin standardia (European Commission 2001) mukaillen pilaantuneiden maa-alueiden aluetason materiaalivirrat. Kuviossa kansallisen standardin sana kotimainen on korvattu sanalla alue. Tällöin kotimaiset luonnonvarat ovat alueellisia luonnonvaroja ja kotimaiset käyttämättömät luonnonvarat ovat käyttämättömiä alueellisia luonnonvaroja.

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisessa merkittäviä materiaalivirtoja muodostuu alueellisista käyttämättömistä materiaalivirroista, jotka sisältävät poistetun pilaantuneen maa-aineksen tai pohjaveden määrän. Poiskaivettujen maa-ainesten tilalle täyttömaiksi tuodaan maa-ainesten, joka voi olla peräisin alueelta tai sen ulkopuolelta. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistuksissa tapahtuu jonkin verran kierrätystä, kun kaivettujen materiaalien tilalle täyttöihin tuodaan omalta työmaalta tai muualla ylijäämäiseksi jääneitä puhtaita maa-aineksia. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisessa kuluu myös muita materiaaleja, kuten esimerkiksi eristämistä voidaan tehdä saven ja muovikalvon avulla. Lisäksi joissain puhdistusmenetelmissä käytetään eri tavoin tuotettua energiaa ja materiaaleja, jotka voivat olla alueellisista luonnonvaroista peräisin. Eräät materiaalit ja osa energiasta täytyy kuitenkin tuoda alueen ulkopuolelta joko muualta Suomesta tai ulkomailta.

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisessa käytetään paljon fossiilisia polttoaineita, kun koneet kaivavat ja autot kuljettavat maa-aineksia. Polttoaineet tuodaan usein alueen ulkopuolelta. Tuontiin ja sen piilovirtoihin liittyy edellisen lisäksi myös puhdistamishankkeissa käytettävät koneet, autot ja laitteet. Jonkin verran tuontiin voi liittyä myös materiaaleja, sillä kaikkia materiaaleja ei ole saatavilla alueen sisältä tai edes kotimaasta. Tällaisia materiaaleja voisivat olla esimerkiksi eristettäessä käytettävät materiaalit kuten bentoniitti tai muovikalvo. Mikäli tarkastelussa lasketaan tuonnin ja sen piilovirtojen vaikutuksia, on syytä kiinnittää huomiota siihen, kohdistuvatko päästöt aluetason (primaarisiin) vai globaaleihin (sekundaarisiin) ympäristövaikutuksiin. Tällöin ympäristössä ilmenevät vaikutukset ovat erilaisia. Materiaalin tuonnin ja viennin piilovirroista on liian vähän tietoa, jotta sitä voitaisiin soveltaa pilaantuneiden maa-alueiden aluetason indikaattoreihin. Tuotteiden tai raaka-aineiden vientiä pilaantuneiden maa-alueiden puhdistukseen ei liity. Pilaantuneiden maa-ainesten loppusijoitus alueen ulkopuolelle huomioidaan alueellisesti käyttämättömissä luonnonvaroissa. Materiaalivirtojen tuotoksina voidaan pitää erilaisia päästöjä ilmaan ja vesiin sekä jätteiden kuten pilaantuneen maa-aineksen muodostumista. Tässä on oletettu, että päästöt ympäristöön arvioidaan elinkaariarvioinnin avulla, joten niitä ei käsitellä tässä materiaalivirtoja käsittelevässä osassa.



Kuvio 2. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen aluetason materiaalivirtoja. Kuviossa on mukailtu kansallista materiaalivirtojen standardia European Commission 2001 kuviota numero 5 sivulla 16.

Materiaalivirtojen indikaattoreita

Erilaisista materiaalivirroista voidaan laskea panosten, tuotannon ja kulutuksen indikaattoreita. Taulukossa 5 on esitetty indikaattoreiden laskentaperiaatteet. Materiaalivirtaindikaattorit yhdistetään usein toiminnan tuottamaan taloudelliseen arvonlisäykseen tai asukasta kohden kohdistuviin materiaalivirtoihin (Adriaanse ym. 1997, 8; European Commission 2001, 38–41; Mäenpää ja Mänty 2004, 34). Esimerkiksi luonnonvarojen kokonaiskäyttö (engl. Total Material Requirement, TMR) voidaan liittää bruttokansantuotteeseen (BKT), joka helpottaa talouden suuruuden ja laajuuden hahmottamisessa. Toisaalta kansainvälinen materiaalivirtojen vertailu on helppoa, kun materiaalivirran suuruus suhteutetaan asukaslukuun, jolloin saatu materiaalinkulutus on laskettu asukasta kohden. (Adriaanse ym. 1997, 8.; European Commission 2001, 38–42.)

Adriaansen ym. (1997, 14) mielestä ekotehokkuuden ja materiaalitehokkuuden seurantaan paras mittari on luonnonvarojen kokonaiskäyttö (TMR) suhteutettuna bruttokansantuotteeseen (BKT). Lisäksi he korostavat materiaalitehokkuutta edistävän teknologian kehityksen seuraamisessa suorien ainepanosten (Engl. Direct Material Input, DMI) ja bruttokansantuotteen suhdelukuna. ECOREG-hankkeessa on käytetty materiaalivirtojen ja bruttokansantuotteen suhdelukua ekotehokkuusmittarina. Hankkeen ekotehokkuuden mittarit on esitetty tarkemmin luvussa 3.5.

Taulukko 5. Materiaalivirtaindikaattoreiden laskentaperiaatteita. (Mukailtu lähteitä: Bringezu, S. ja Moriguchi, Y. 2002, 86, Table 8.2; Hammer ym. 2003, 15, Table 5).

Panos	Tuotos
Kotimaiset luonnonvarat	Luontoon päästetyt päästöt ja
+ Tuonti	+ jätteet
= Suorat ainepanokset (eng. Direct material input, DMI)	= Kotimaiset käytetyt luonnonvarat (eng. Domestic processed output to nature, DPO)
Suorat ainepanokset (DMI) Kotimaiset käyttämättömät	Kotimaiset käytetyt luonnonvarat (DPO) Kotimaiset käyttämättömät
+ luonnonvarat	+ luonnonvarat
= Kokonaisluonnonvarapanokset (eng. Total material input, TMI)	= Kotimainen kokonaistuotos (eng. Total Domestic Output to Nature, TDO)
Kokonaisluonnonvarapanokset (TMI)	Kotimainen kokonaistuotos (TDO)
+ Tuonnin piilovirrat	+ Vienti
= Luonnonvarojen kokonaiskäyttö (eng. Total material requirements, TMR)	= Kokonaistuotokset (eng. Total Material Output, TMO)
<div style="border: 1px solid black; padding: 10px; text-align: center;"> Varastojen muutokset (eng. Net additions to stock, NAS) = TMR-TMO (Lähde: Hammer ym. 2003, 15, Table 5.) </div>	

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen tuottaman taloudellisen hyödyn kuvaaminen

Kuten luvussa 3.3 todettiin, yrityksille suunnattujen ekotehokkuusmittareiden toiminnan tuottamien hyötyjen indikaattoreita ovat muun muassa arvonlisäys, nettoarvonlisäys, tuotto, tuotteiden ja palveluiden määrä, myynti, megawattitunti sekä lattiapinta-ala. Aluetasolla ECOREG-hankkeessa on käytetty myös alueen yritysten yhteenlaskettua tuottoa yhtenä toimialakohtaisena indikaattorina, mutta laajempia alueellisia tarkasteluja on tehty käyttämällä bruttokansantuotetta tai arvonlisäystä (Melanen ym. 2004, 26). Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen tuottamaa arvonlisäystä voidaan havainnoida myös maa-alueen arvonlisäyksen tai terveysriskin vähentymisen avulla. Usein ekotehokkuusmittarin tekijöiden yhdistämisessä nähdään piirteitä kustannus-hyötyanalyysistä (Huppes ja Ishikawa 2005b; Kuosmanen 2005) ja osittain elinkaarikustannusanalyysistä (mt.; Rüdenauer, Gensch, Griefßhammer ja Bunke 2005). Tässä luvussa tarkastellaan puhdistamistoiminnan tuottamien taloudellisten hyötyjen indikaattoreista arvonlisäystä ja bruttokansantuotetta. Lisäksi tarkastellaan pilaantuneen maa-alueen puhdistamisen jälkeen tapahtuvaa maa-alueen arvonlisäystä ja terveysriskin vähentymisen taloudellista arvottamista ja perehdytään elinkaarikustannuslaskentaan sekä kustannustietojen käyttöön toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn indikaattoreina.

4.3.1

Arvonlisäys ja bruttokansantuote

Arvonlisäyksellä tarkoitetaan tuottojen sekä tuotteiden ja palveluiden hankintakulujen erotusta, jotka muodostuvat tarkastelujakson aikana. Arvonlisäys voidaan laskea joko vero- tai jakoperusteisesta näkökulmasta riippuen. Veroperusteisessa näkökulmassa tuotoista vähennetään menot huomioimatta verojen kantamista muille osapuolille. Jakoperusteinen laskentatapa perustuu sosiaaliseen näkökulmaan, jolloin lasketaan yrityksen ulkopuolelleen jakamaa arvonlisäystä. Tällöin arvonlisäys lasketaan summasta, jossa huomioidaan palkat, poistot, aineettomien rahavarojen kuoletus, korot, verot, osingot ja edellisen tilikauden tuotto. (UNCTAD 2004, 103–104.)

Muutettaessa aineettomat varat yhtäläisiksi muiden kulutettujen tuotteiden kanssa voidaan laskea yritykselle nettoarvonlisäys. Myös tämä voidaan arvioida joko vero- tai jakoperusteisena. (UNCTAD 2004, 104.) Nettoarvonlisäystä on käytetty Yhdistyneiden kansakuntien ohjeessa ekotehokkuusmittarin toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn indikaattorina. Muun muassa ilmastomuutoksen ympäristövaikutus lasketaan hiilidioksidi-ekvivalentin ja nettoarvonlisäyksen suhdelukuna tai otsonikadon ympäristövaikutus CFC-11 päästöekvivalentin ja nettoarvonlisäyksen suhdelukuna. Tarkastelujaksoksi on ekotehokkuusarvioissa valittu yksi vuosi. (mts., 19.) Arvonlisäystä on käytetty ekotehokkuusmittareiden laskennassa myös laajemmin hyvin erityyppisten toimintojen arvioimisessa, kuten esimerkiksi Isossa-Britanniassa metalliteollisuuden ekotehokkuuden kehityksen havaitsemiseksi (Dahlström ja Ekins 2005).

Bruttokansantuotetta voidaan käyttää koko kansantalouden tai jonkin alueen sisäisenä arvonlisäyksenä. Bruttokansantuotteella tarkoitetaan kansantalouden kokonaistuotannon, eli talouden toimijoiden arvonlisäysten summaa. Arvonlisäykset määritellään kansantaloudessa toimialoittein. ECOREG-hankkeen laskennassa käytettiin bruttokansantuotetta (Mäenpää ja Mänty 2004, 9). Lisäksi hankkeessa alueiden vertailtavuuden lisäämiseksi suhteutettiin bruttokansantuote asukaslukuun ja pinta-alaan (mts., 34). Bruttokansantuotetta on suositeltu käytettäväksi ekotehokkuusmittarissa taloudellisen hyödyn indikaattorina esimerkiksi materiaaliavirtatarkasteluissa (ks. Adrianse ym. 1997; European Commission 2001).

Riskien vähentämisen tuottama taloudellinen arvonlisäys

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamiseen liittyy kohteen ympäristö- ja terveysriskin väheneminen. Tämä voi johtaa arvonlisäykseen maa-alueen arvonlisäyksen kautta. Riskien poistaminen mahdollistaisi myös maa-alueen kehityksen esimerkiksi asuinalueena. Maa-alueen arvonlisäys voidaan selvittää paljastettujen preferenssien avulla, tutkimalla ihmisten valintojen aiheuttamia rahavirtoja (Boardman, Greenberg, Vining ja Weimer 2006, 337). Esimerkiksi pilaantuneiden maa-alueiden puhdistuksen vaikutusta maan arvoon voisi tarkastella tutkimalla tonttien ja kiinteistöjen myyntihintoja ennen ja jälkeen puhdistamisen. Maa-alueen arvonlisäystä on tutkittu jonkin verran, mutta tulokset ovat kuitenkin hieman ristiriitaisia riippuen siitä, mitä on tutkittu. Jacksonin (2002) Kaliforniassa tekemän tutkimuksen mukaan puhdistettujen teollisuuskiinteistöjen arvo on puhdistamattomina noin 30 % puhtaan maa-alueen arvosta, mutta kunnostusten jälkeen maan arvo vastaa puhtaan maan arvoa. Myös toisessa teollisuuskiinteistöjen hintojen tutkimuksessa Kaliforniassa todettiin, ettei puhdistetun kohteen maa-alueen arvo poikennut puhtaiden tonttien hinnoista (Jackson 2001). Toisaalta Bond (2001) tarkasteli australialaisen asuinalueen arvonlisäystä pilaantuneen maa-alueen puhdistamisen jälkeen, ja havaitsi maa-alueen myyntihintojen olevan 30 % puhtaiden maa-alueiden arvosta, joka kuvastaa maa-alueelle jäänyttä pilaantuneisuuden statuksen vaikka kohde onkin kunnostettu. Toisaalta kyseinen asuinalue sijaitsee muuten huonomaineisessa kaupunginosassa, jonka epäiltiin vaikuttavan tulokseen. Puhdistustoiminnan tuottamaan arvonlisäykseen vaikuttavat muun muassa puhdistetun kohteen sijainti, arvostus ja tontin käyttötarkoitus, eli esimerkiksi onko kyseessä asuin- vai teollisuuskiinteistö.

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistustoiminnan tuottamaa arvonlisäystä voidaan arvioida myös vältettyjä terveysriskejä arvioimalla. Maa-alueen puhdistamisen vaikutus terveysriskiin lasketaan tilastollisesti arvioimalla (ks. Hamilton ja Viscusi 1999; Wolka 1997). Kustannusvaikuttavuusmenetelmässä, jossa hyötyjä ei tarvitse ilmoittaa rahallisessa arvossa vaan voidaan käyttää niin kutsuttuja taloudellisen hyödyn suunta-antavia indikaattoreita. Tällöin puhdistamisen kustannukset jaetaan tilastollisesti arvioitujen säästettyjen ihmishenkien lukumäärällä, kuten Hamilton ja Viscusi (1999), tai maa-aineksen haitoille altistuneiden henkilöiden lukumäärällä, kuten Wolka (1997) laski.

Ympäristö- ja terveysriskien vähenemisen tuottamaa taloudellista arvonlisäystä voidaan tutkia myös tekemällä sopivalle kohderyhmälle maksuhaluuskysely. Kohderyhmälle esitellään kyselyn taustalla oleva ympäristöön liittyvä ongelma. Heille kerrotaan, miten ongelman ratkaisu tullaan rahoittamaan, ja lopuksi osallistujilta kysytään, kuinka paljon he ovat valmiita maksamaan tilanteen ratkaisemisesta. (Boardman ym. 2006, 369.) Esimerkiksi, kuinka paljon asukas on valmis maksamaan pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisesta. Tulokset ekstrapoloidaan kuvaamaan koko väestön maksuhaluutta (mts., 369). Kuten paljastettujen preferenssien menetelmä myös tämä menetelmä vaatii paljon tiedon keräämistä ja lisäksi erillisen haastattelun sekä kyselyyn soveltuvan kohderyhmän tarkan valinnan.

Ekotehokkuusmittari

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistushankkeiden kustannusten selvittäminen aluetasolla on vaikeaa, sillä ympäristöhallinnossa aluetason tilastoja ei kerätä. Toisaalta yritys ja paikallistasolla tiedon saaminen voi olla helpompaa, sillä toiminnanharjoittajat seuraavat puhdistustoiminnan aiheuttamia kustannuksia. Kustannusseurantaa on yritystaloudessa käytetty esimerkiksi tuotteiden elinkaaren aikaisten kustannusten selvittämiseen - elinkaarikustannusmenetelmällä (Steen 2005, 107–108). Menetelmää on

pyritty kehittämään 1990-luvun aikana siten, että myös ympäristövaikutukset voitaisiin yhdistää laskentaan (mt.). Rüdenauer ym. (2005) painottivat, että ympäristövaikutusten elinkaariarvioinnin ja elinkaarikustannusarvioinnin yhdistämisessä on huomiotava sama tarkastelurajaus, jotta keskitytään samaan toiminnalliseen tapahtumaan ja rajauksiin. Taloudellisen ja ympäristövaikutusten elinkaariarvioinnin yhdistämisessä ongelmalliseksi on havaittu muun muassa menetelmien erilaiset rajaukset, yksiköt ja negatiivisten ympäristövaikutuksien huomioiminen. Esimerkiksi tuotteen tai palvelun ympäristövaikutukset kerätään koko elinkaaren ajalta siten, että otetaan huomioon sekä lyhyen että pitkän aikavälin vaikutuksia. Sen sijaan taloudellisessa elinkaariarvioinnissa aikajänne on lyhyempi, esimerkiksi kolme vuotta. (Norris 2001, 118–119.) Aluetasolla ekotehokkuusmittarissa tarkastellaan kuitenkin vuoden aikana muodostuneita kustannuksia ja ympäristövaikutuksia, joten tämän selvityksen rajauksen puitteissa ominaisuuksien yhdistämisessä ei pitäisi olla vaikeuksia. Tilanne on ongelmallisempi silloin, jos tarkastellaan elinkaarikustannuksia ja ympäristövaikutuksia pitkällä aikavälillä esimerkiksi 30 vuotta eteenpäin. Ulkoisvaikutuksia ei kustannuslaskelmissa huomioida (Rüdenauer ym. 2005), sillä ne katsotaan huomioitavan jo ympäristöön kohdistuvassa elinkaariarvioinnissa (Rebitzer ja Hunkeler 2003, 254). Rüdenauer ym. (2005) suosittelevat kuitenkin tarvittaessa harkitsemaan esimerkiksi hiilidioksidipäästöjen sisäistämistä kustannustarkasteluihin.

Kustannus-hyötyanalyysin sovelluksessa kustannusvaikuttavuusanalyysissä voidaan kustannusvaikuttavuutta havainnoida kustannusten ja hyötyjen suhdeluvulla, tai kustannusten ja hyötyjen lisäyksen tarkastelulla, ilman että hyötyjä arvioidaan rahassa (Boardman ym. 2006, 464–466). Tällöin suhdeluvun tekijät voidaan ilmaista eri yksiköissä, kuten edellä terveysriskien vähenemisen tuottaman taloudellisen arvonlisäyksen arvioinnissa. Mittari koostuu joko kustannusten ja hyötyjen suhdeluvusta tai sen käänteisluvusta (mt.). Tältä osin kustannusvaikuttavuus muistuttaa ekotehokkuusmittaria.

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuusmittarina EURODEMO (2005) yhteistyöryhmä esitti kustannusten ja yksittäisen ympäristökuormitusindikaattorin suhdeluvun, kuten esimerkiksi kustannusten ja käsiteltyjen maa-ainemäärän suhdeluku. Ekotehokkuusmittarissa toiminnan tuottama hyöty kuvaa arvonlisäystä, jolloin kustannusindikaattoria käytettäessä on huomiotava taloustieteellinen ajatus siitä, että vain enemmän hyötyä kuin kustannuksia tuottavat hankkeet toteutetaan. Täten pilaantuneen maa-alueen puhdistamisen kustannukset täytyy olla toiminnan tuottamia hyötyjä vähäisemmät.

4.3.4

Toiminnan tuottaman arvonlisäyksen ilmaiseminen eri vuosina

Toiminnan tuottaman arvonlisäyksen, kuten kustannusten, vertailussa täytyy eri vuosina toteutuneet kustannukset ilmaista saman vuoden rahallisessa arvossa, jotta lukuarvot olisivat vertailukelpoisia. Tämä onnistuu diskonttauksen avulla. Diskonttauksessa valitaan soveltuva koron arvo, jolla kustannukset diskonttataan (ks. Boardman ym. 2006, 131–164). Kustannusten diskonttaamisessa käytetään kaavaa [1]. Kaavan avulla lasketaan nykyarvo (engl. present value, PV), jota tässä selvityksessä voidaan käyttää esimerkiksi muuntamaan vuosien 2005 ja 2006 kustannukset vuoden 2004 rahamäärälliseen arvoon. Kaavassa kustannuksia merkitään C –kirjaimella, i kuvaa diskonttokorkoa ja t ajanhetkeä, jolloin kustannukset toteutuvat. Merkki n tarkoittaa tarkasteltavien vuosien määrää.

$$[1] \quad PV(C) = \sum_{t=0}^n \frac{C_t}{(1+i)^t}$$

5 Aluetason ekotehokkuuden tarkasteluun soveltuvat mittarit

ECOREG-hankkeen lopputuloksissa todettiin, että ympäristövaikutus- ja materiaalivirtaindikaattoreiden suuri lukumäärä oli hyödyksi muutosten havaitsemiseksi, sillä eri menetelmillä oli omia etuja ja haittoja (Melanen ym. 2004, 38). Kyseinen tarkastelu oli laaja-alainen ja kohdistui monelle toimialalle. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistaminen kohdistuu kuitenkin vain yhdelle talouden toimialalle, joten indikaattoreiden laaja-alaisuus lisää tiedon keräämiseen tarvittavia resursseja tarpeettomasti. Luvussa 3 on esitetty ekotehokkuusmittarin ominaisuuksia sekä luvussa 4 pohditaan pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden kehityksen seurantaan soveltuvia ympäristökuormitus- ja materiaalivirtaindikaattoreita sekä toiminnan tuottamaa taloudellisen arvonlisäyksen indikaattoreita. Tässä luvussa mittareita ja niiden ekotehokkuuden seurantaan soveltuvien indikaattoreita arvioidaan luotettavuuden ja käyttökelpoisuuden sekä muutamien muiden ominaisuuksien perusteella. Lisäksi valitaan soveltuvat mittarit testattavaksi Helsingin ympäristöhallinnollisen alueen lähtötiedoilla.

Luotettavuuden arvioinnissa käytetään mittarien tuottaman tiedon päällekkäisyyttä verrattuna muihin tässä selvityksessä esitettyihin mittareihin. Päällekkäisyyttä tulisi välttää, mutta se ei kuitenkaan estä mittareiden yhtäaikaista käyttöä mikäli mittarit ovat muuten tarpeellisia ja perusteltuja sekä täydentävät toiminnan muutoksen havaitsemisen kokonaiskuvaa. Käyttökelpoisuutta havainnollistetaan aluetason soveltuvuudella ja tiedon yksinkertaisuudella. Osa mittareista on kohdekohtaisella tasolla tarpeellisia, mutta aluetasolla työläisiä tai tiedollisesti tarpeettomia. Mittareiden arvioinnissa niiden sisältämän tiedon täytyy olla myös yksinkertaista, jotta se on helposti tulkittavissa. Lisäksi muita tarkasteltavia ominaisuuksia ovat tiedon helppo saatavuus ja mittarin toiminnan ohjattavuus. Tiedon helppo saatavuus tarkoittaa tässä, että mittariin tarvittava tieto löytyy suoraan puhdistamisen loppuraporteista tai tilastoista, eikä se vaadi lisää tiedon keräämistä tai laskelmia. Toimintaa ohjaavalla ominaisuudella tarkoitetaan mittarin toimivuutta ekotehokkuuden kehityksen todentajana ja mahdollisuutena edistää toimintamalleja mittareissa havaittujen muutosten perusteella. Ominaisuuksia vertaillaan seuraavalla asteikolla: kohtalainen tai paljon (+) ja heikosti tai ei ollenkaan (-). Päällekkäisyyttä ja valintaa kuvataan sanallisesti: kyllä tai ei.

Taustatekijät

ECOREG-hankkeessa määriteltiin talouden, ympäristövaikutusten ja sosiaalisten indikaattoreiden lisäksi myös yleisiä alueiden vertailtavuutta helpottavia niin kutsuttuja taustatekijöitä. Taustatekijöinä pidettiin alueen kokonaispinta-alaa, keskiväkilukua ja väestötiheyttä (Melanen ym. 2004, 26). Näitä voidaan pitää keskeisinä taustaindikaattoreina myös pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen aluetason vertailuissa.

Pilaantuneiden maa-alueiden taustatietoina voi käyttää tietoja käytetyistä puhdistusmenetelmistä. Tämän indikaattorin tieto on helposti saatavilla sekä yksinkertainen ja ymmärrettävä, eikä se ole päällekkäinen muiden indikaattoreiden kanssa. Tieto on myös tarpeellista esimerkiksi puhdistusmenetelmien käyttökelpoisuutta arvioitaessa, ja sen avulla voidaan välillisesti havaita kehitystarpeita puhdistusmenetelmien käytössä tai ohjauskeinojen valinnassa. Indikaattorilla voidaan selittää myös muiden indikaattoreiden muutoksia, kuten pilaantuneiden maa-ainesmäärien muutoksia.

Taustatekijäindikaattoreista keskiväkiluku ja väestötiheys ovat päällekkäisiä keskenään, sillä keskiväkiluvun kasvaessa myös väestötiheys kasvaa. Molempia käytetään kuitenkin aluetason indikaattoreiden testaukseen, sillä ne kuvaavat eri asioita. Lisäksi indikaattorit helpottavat eri alueiden suuruusluokkien hahmottamista. Taustatekijäindikaattorit ovat käyttäjälle tarpeellisia arvioidessaan alueen taustamuuttujia. Tieto on myös helposti saatavilla ja yksinkertaista. Taustatekijöille on tyypillistä, ettei niiden avulla pystytä ohjaamaan toimintaa, paitsi puhdistusmenetelmien yleisyyden osalta. Taustatekijät ovat yleisesti kvantitatiivisia. Taulukossa 6 on esitetty taustatekijäindikaattoreiden ominaisuuksien arviot.

Taulukko 6. Taustatekijäindikaattoreiden arviointi.

Ominaisuus	Pinta-ala	Keskiväkiluku	Väentiheys	Käytetyt puhdistusmenetelmät
Luotettavuus				
Päällekkäisyys	Ei	Kyllä	Kyllä	Ei
Käyttökelpoisuus				
Aluetasolla merkittävä	+	+	+	+
Tiedon yksinkertaisuus	+	+	+	+
Muut ominaisuudet				
Tiedon helppo saatavuus	+	+	+	+
Indikaattorilla voidaan ohjata toimintaa	-	-	-	+
Testaukseen valitut ominaisuudet				
Valinta	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä

Arvio: kuvaa mittaria paljon tai kohtalaisesti (+), kuvaa mittaria heikosti tai ei ollenkaan (-)

Maa-ainesvirrat ja niiden haitta-aineet sekä kuljetusmatkat indikaattoreina

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisessa merkittävin materiaalivirta muodostuu alueellisista käyttämättömistä materiaaleista, eli kaivettujen ja luvanvaraiseen loppusijoituskohteeseen poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten määrästä. Indikaattorin lukuarvon kasvu kuvaa massanvaihdon ja kuljetusten kasvua. Toisaalta mikäli lukuarvo laskee, voidaan olettaa, että *on site* tai *in situ* -kunnostusmenetelmät tai kunnostamatta jättäminen ovat yleistyneet. Indikaattorin sisältämän tiedon avulla voidaan seurata maa-ainesten kulutuksen muutosta, ja tätä kautta mahdollisen irtikytkennän toteutumista ja factor-tavoitteiden kehitystä. Täten indikaattorin avulla voidaan seurata kehityksen suuntaa ja ohjata tarvittaessa toimintaa. Poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten materiaalivirta on yksinkertainen, havainnollinen ja aluetasolla merkittävä indikaattori, eikä se ole päällekkäinen. Kaivetut ja poiskuljetetut maa-ainesmäärät raportoidaan puhdistushankkeiden loppuraporteissa, joten tieto on suhteellisen helposti saatavilla. Indikaattorin muutoksen syitä voidaan selittää käytettyjen puhdistusmenetelmien avulla. Edellä esitetyn perusteella indikaattori valitaan aluetason testaukseen. Määrän havainnollistamiseksi ja alueiden vertailun helpottamiseksi se voidaan ilmaista suhteutettuna asukaslukuun tai kunnostetun maa-alueen pinta-alaan.

Poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten sisältämien haitta-aineiden laatu- ja pitoisuustietojen voidaan ajatella kuvaavan alueen haitta-ainetasojen ja niiden aiheuttamien riskien vähenemistä. Tällöin oletetaan, että massanvaihto on yleinen puhdistusmenetelmä ja muiden puhdistusmenetelmien yleistyessä indikaattorit eivät kuvaa enää riskien vähenemistä aluetasolla. Tarkkoja arvioita riskitasojen alenemisesta on vaikea tehdä, sillä alueelle jäävien riskien suuruudesta ei ole tarkkaa tietoa. Haitta-aineiden laatu- ja pitoisuusindikaattorit tuottavat enemmänkin taustatietoa poiskuljetetuista maa-aineksista kuin toimintaa ohjaavaa tietoa. Lisäksi indikaattoreiden tieto on helposti saatavilla puhdistusten loppuraporteista ja ne ovat tulkinnoiltaan yksikertaisia. Indikaattorit eivät ole myöskään päällekkäisiä muiden indikaattoreiden kanssa. Poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten laatu- ja pitoisuustiedot valitaan aluetason testaukseen.

Toinen merkittävä materiaalivirta on puhtaat maa-aineet, joita käytetään puhdistuskohteissa kaivantojen täyttömateriaaleina. Puhtaat maa-aineet voivat olla peräisin alueen sisä- tai ulkopuolelta. Ne voidaan jakaa neitseellisiin tai ylijäämäksi työmailla jääneisiin maa-aineksiin. Ympäristön kannalta neitseellisten maa-ainesten käyttö on kriittistä niiden rajallisen määrän vuoksi, joten se on hyvä indikaattori luonnonvarojen kulutuksen kehityksen seurantaan. Jos neitseellisten luonnonvarojen käyttö vähenee, kuvaa se ylijäämämaa-ainesten hyötykäytön lisääntymistä puhdistuskohteiden täytöissä, *on site* tai *in situ* -kunnostusten lisääntymistä tai kunnostamatta jättämisen yleistymistä. Neitseellisten puhtaiden maa-ainesten määrä kuten myös poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten määrien seuranta kuvaavat materiaalienkäytön muutosta. Mikäli kyseisten maa-aineserien määrät vähenevät, on materiaalitehokkuus parantunut. Tämä on pilaantuneiden maa-alueiden osalta askel kohti materiaalinkulutuksen irtikytkentää ja factor-tavoitteita. Tällä hetkellä neitseellisten maa-ainesten raportointi on puutteellista, eikä tietoa ole helposti saatavilla esimerkiksi loppuraporteissa. Indikaattorin avulla voidaan ohjata toimintaa kohti vähemmän maa-aineksia kuluttavaan suuntaan. Lisäksi indikaattori on yksinkertainen, eikä se ole päällekkäinen muiden indikaattoreiden kanssa. Täten se valitaan aluetason indikaattoreiden testaukseen. Alueiden välistä vertailua voidaan parantaa jakamalla neitseellisten maa-ainesten määrä asukasluvulla, kunnostetun maa-alueen

pinta-alalla tai poiskuljetetun pilaantuneen maa-aineksen määrällä. Hyötykäytetyn ylijäämämaan määrä voidaan tarvittaessa laskea poiskuljetetun pilaantuneen maa-aineksen ja neitseellisen maa-aineksen määrän erotuksesta.

Pilaantuneiden maa-ainesten loppusijoituskohteet sijaitsevat eri puolilla Suomea, ja kuljetusmatkat voivat vaihdella eri alueiden välillä. Kuten luvussa 4.1.3 havaittiin, kuljetukset kuluttavat runsaasti energiaa ja tuottavat hiilidioksidipäästöjä. Kuljetusmatkoja tarkastelemalla voidaan selvittää, kuinka paljon ja kuinka etäälle maa-aineksia kuljetetaan. Mikäli kuljetusmatkat pitenevät, lisääntyvät kuljetusten aiheuttama energiankulutus ja ympäristökuormitus. Lyhyemmät kuljetusmatkat kuvaavat aluetason tai kohdekohtaisten loppusijoitusratkaisujen yleistymistä. Tieto onkin alue-
tasolla merkityksellinen. Tieto kuljetusmatkoista pystytään keräämään selvittämällä loppusijoituskohteiden ja puhdistuskohteiden välimatkat. Kuljetusmatkoja ei tällä hetkellä raportoida esimerkiksi puhdistuskohteiden loppuraporteissa, joten niiden selvittäminen vaatii jonkin verran työtä ja aikaa.

Kuljetusmatkojen mittaamiseen voidaan käyttää keskikuljetusmatkaa tai massakilometrejä. Massakilometrit lasketaan poistettujen pilaantuneiden maa-ainesten määrien (t) ja kohdekohtaisten kuljetusmatkojen (km) tulosta. Massakilometri-indikaattorin lukuarvo ($t \cdot km$) ei ole kovin havainnollinen tai yksinkertainen tulkita. Tämä heikentää indikaattorin kykyä ohjata toimintaa. Toisaalta sen laskeminen mahdollistaa hiilidioksidipäästöjen laskennan. Massakilometrien perusteella laskettujen kuljetusten hiilidioksidipäästöjen avulla voidaan selvittää kuljetuspäästöjen suuruus karkealla tasolla. Indikaattori on jokseenkin päällekkäinen keskikuljetusmatkan ja materiaalivirtojen kanssa. Laskettaessa massakilometrit haitta-ainepitoisuusluokittain voidaan arvioida erilaisten haitta-ainepitoisuuksien kuljetuksien aiheuttamia ympäristökuormituksia.

Keskikuljetusmatka lasketaan massakilometreistä jakamalla tulos eri haitta-ainepitoisuuksien massamäärillä, eli keskikuljetusmatka on maa-ainesmääräperusteisesti painotettu. Keskikuljetusmatka on indikaattorina helpommin ymmärrettävä kuin massakilometri. Keskikuljetusmatkan voidaan ajatella kuvaavan kuljetusetäisyyksien sädettä, jonka sisäpuolelle merkittävä osa kuljetusten ympäristökuormituksesta kohdistuu. Toisaalta on muistettava, että joistain yksittäisistä puhdistuskohteista kuljetusmatkat ovat saattaneet olla merkittävästi pidempiäkin kuin keskikuljetusmatkan osoittama etäisyys. Indikaattorin avulla voi arvioida myös, onko alueen sisällä kohdekohtaisia, alueellisia vai alueen ulkopuolisia loppusijoituskohteita. Tätä tulkintaa helpottaa yksittäisten loppusijoituskohteiden sijaintien tarkastelu suhteessa alueen sijaintiin. Lisäksi keskikuljetusmatkaindikaattorin avulla voidaan ohjata toimintaa pyrkimällä lyhentämään pilaantuneiden maa-ainesten kuljetusmatkoja. Vaikka massakilometri ja keskikuljetusmatka ovat indikaattoreina laskennallisesti päällekkäisiä ja kuvaavat osittain samaa muutosta, valitaan molemmat kuitenkin indikaattoreiden testaukseen. Taulukossa 7 on esitetty poiskuljetettujen maa-ainesvirtojen, niiden haitta-aineiden laatu- ja pitoisuustietojen sekä kuljetusmatkojen indikaattoreiden arvio.

Taulukko 7. Poiskuljetettujen maa-ainevirtojen, niiden haitta-aineiden laatu- ja pitoisuustietojen sekä neutseellisten maa-ainevirtojen ja kuljetusmatkojen indikaattoreiden arvio.

Ominaisuus	Poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten määrä (t)	Poiskuljetettujen maa-ainesten laatu (haitta-aineet)	Poiskuljetettujen maa-ainesten haitta-ainepitoisuudet	Puhtaiden neutseellisten maa-ainesten määrä (t)	Kuljetusmatkat (massakm, t*km)	Kuljetusmatkat (keskikuljetusmatka)
Luotettavuus						
Päällekkäisyys	Ei	Ei	Ei	Ei	Kyllä	Kyllä
Käyttökelpoisuus						
Aluetasolla merkittävä	+	+	+	+	+	+
Tiedon yksinkertaisuus	+	+	+	+	-	+
Muut ominaisuudet						
Tiedon helppo saatavuus	+	+	+	-	-	-
Indikaattorilla voidaan ohjata toimintaa	+	-	-	+	-	+
Testaukseen valitut ominaisuudet						
Valinta	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä	Kyllä

Arvio: kuvaa mittaria paljon tai kohtalaisesti (+), kuvaa mittaria heikosti tai ei ollenkaan (-)

5.3

Ympäristövaikutus- ja ympäristökuormitusindikaattorit

Merkittävimmät pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamiseen liittyvät ympäristövaikutusluokat on esitetty luvussa 4.1.4. Luvussa todettiin, että ilmastonmuutos ja happamoituminen on yleisesti käytössä pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen elinkaariarvioinneissa.

Ilmastonmuutoksen vaikutusluokalle voidaan kuormitustekijöistä laskea aggregaattiluku siten, että hiilidioksidin, metaanin ja dityppioksidin päästömäärät ilmaistaan hiilidioksidiekvivalentteina. Joissain tilanteissa ilmastonmuutoksen indikaattorina on käytetty pelkkää hiilidioksidipäästöjen määrää. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisesta harvoin vapautuu merkittäviä määriä metaania, joten ympäristövaikutusten kannalta se ei ole keskeinen päästö. Metaani ja dityppioksidi ovat esimerkiksi teollisuudessa tai maataloudessa keskeisiä ympäristön kuormittumisen indikaattoreita. Indikaattoreiden laskeminen on tarkoitettu yksinkertaisena, joten pilaantuneiden maa-alueiden aluetason tarkastelussa seurataan merkittävintä ilmastonmuutoksen indikaattoria eli hiilidioksidipäästöjä. Hiilidioksidipäästöt lasketaan kaivu- ja kuljetustyöstä. Erilaisissa pilaantuneiden maa-alueiden puhdistusmenetelmistä, kuten maa-ainesten poltossa, voi aiheutua myös hiilidioksidipäästöjä. Ne rajataan indikaattoreiden laskennasta pois, sillä se vaatisi lisälaskelmia ja merkittävästi tiedon keräämistä, koska puhdistusmenetelmien hiilidioksidipäästöjä ei raportoida loppuraporteissa. Lisäksi massanvaihdon ollessa yleinen puhdistusmenetelmä, hiilidioksidipäästöjä muodostuu eniten juuri kaivuun ja kuljetusten yhteydessä.

Hiilidioksidipäästöjen laskeminen vaatii myös kuljetusmatkojen selvitystä, joten tieto ei ole kovin helposti saatavilla ja laskenta vaatii jonkin verran tiedon keräämistä. Indikaattorina hiilidioksidipäästöt kuvaavat toiminnasta aiheutuvan kuormituksen suuruutta, joten tiedon avulla voidaan toimintaa ohjata kohti vähemmän hiilidioksidipäästöjä aiheuttaviin työtapoihin. Kaivu- ja kuljetustyön hiilidioksidipäästöjen tulkinta on yksinkertainen ja yksiselitteinen, sillä päästöjen kasvu kuvaa lisääntyntä maa-ainesten kaivuun ja kuljetusten vaikutuksia ja päinvastoin. Mikäli indikaattoriin lisättäisiin eri puhdistusmenetelmien hiilidioksidipäästöt, muuttuu tulkinta monimutkaisemmaksi. Tällöin pitäisi ottaa huomioon erilaisten energialähteiden käyttömäärien vaikutukset indikaattoriin. Hiilidioksidipäästö ei indikaattorina ole kovin havainnollinen tai konkreettinen, sillä useimmilla ihmisillä ei ole käsitystä päästöjen vaihteluista esimerkiksi talouden eri toimintojen välillä. Tulkintaa helpottaa lukuarvon vertaaminen esimerkiksi koko maan kuljetusten hiilidioksidipäästöihin. Indikaattorina hiilidioksidipäästö on silti aluetasolla merkittävä. Kaivuun ja kuljetusten hiilidioksidipäästöjen havainnoiminen mahdollistaa ympäristövaikutusten irti-tykennän seurannan. Hiilidioksidipäästöt valitaan indikaattoreiden testaukseen.

Happamoitumista voidaan pitää yhtenä ympäristövaikutuksia kuvaavana indikaattorina. Sen merkitys ympäristövaikutusluokkana on kuitenkin vähentymässä. Lisäksi indikaattorin osoittama tieto on jokseenkin päällekkäinen hiilidioksidipäästöjen kanssa, eli se kuvaa samansuuntaista muutosta. Täten happamoitumisen laskennan merkitys aluetasolla ei ole puhdistushankkeiden ekotehokkuuden mittaamisen kannalta merkityksellinen. Tieto ei ole helposti saatavilla esimerkiksi loppuraporteista, ja indikaattorin lukuarvo vaatii happamoitavien päästöjen laskentaa. Indikaattoria ei valita aluetason ekotehokkuuden indikaattoreiden testaukseen tiedon puutteiden ja aluetason heikon merkittävyyden johdosta. Taulukossa 8 on esitetty hiilidioksidipäästöjen ja happamoitumisen indikaattoreiden arviot.

Taulukko 8. Hiilidioksidipäästöjen ja happamoitumisen indikaattoreiden vertailu.

Ominaisuus	Kaivun ja kuljetusten hiilidioksidipäästöt	Happamoituminen
Luotettavuus		
Päällekkäisyys	Ei	Kyllä
Käyttökelpoisuus		
Aluetasolla merkittävä	+	-
Tiedon yksinkertaisuus	-	-
Muut ominaisuudet		
Tiedon helppo saatavuus	-	-
Indikaattorilla voidaan ohjata toimintaa	+	+
Testaukseen valitut ominaisuudet		
Valinta	Kyllä	Ei

Arvio: kuvaa mittaria paljon tai kohtalaisesti (+), kuvaa mittaria heikosti tai ei ollenkaan (-)

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen kohdekohtaisissa elinkaariarvioinneissa keskeisesti käytettyjä ympäristökuormitustekijöitä olivat energian-, materiaalin- ja vedenkulutus, jätteiden kokonaismäärä, puhtaan maa-aineksen kulutus, päästöt pintavesiin, maankäyttö ja toksisuus. Tekijöistä puhtaan maa-aineksen kulutus on käsitelty jo edellä, joten sitä ei käsitellä tässä yhteydessä uudelleen.

Energiankulutus voidaan laskea joko kaikkien energialähteiden tai vain fossiilisten polttoaineiden osalta. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisessa energiaa kuluu muun muassa autojen ja koneiden fossiilisten polttoaineiden kulutuksena. Tietyissä puhdistusmenetelmissä, kuten poltossa tai vedenpumppauksessa, tarvitaan myös muita energiamuotoja. Käytettyjä energiamuotoja ei kuitenkaan raportoida loppuraporteissa, joten tieto ei ole helposti saatavilla. Energiankulutuksen seuranta vaatisi laskentaa ja tietoja energiankulutuksesta. Energiankulutuksen suuruutta voidaan arvioida välillisesti myös hiilidioksidipäästöjen ja kuljetusmatkojen avulla, joten polttoaineen kulutukseen rajattuna indikaattori on jokseenkin päällekkäinen. Täten indikaattori ei ole aluetasolla välttämätön, sillä se on päällekkäinen ja tieto ei ole helposti saatavilla. Energiankulutusta ei valita aluetason indikaattoreiden testaukseen.

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisessa materiaaleja kuluu erityisesti erilaisissa eristeratkaisuissa, kuten pystyterytseinien rakentamisessa tai maa-ainesten kiinteytyksessä. Materiaalinkulutukseen ei lasketa pilaantuneiden maa-ainesten kaivuuta, täten indikaattori ei ole kovin keskeinen silloin, kun massanvaihto on yleinen puhdistusmenetelmä. Indikaattorin avulla voidaan kuitenkin ohjata toimintaa suositella vähemmän materiaaleja kuluttavia rakenneratkaisuja. Materiaalien kulutuksen seuranta mahdollistaisi myös luonnonvarojen kulutuksen seurannan ja irtikytännön havainnoinnin. Toisaalta materiaalin kulutustieto ei aina ole kovin helposti saatavilla, sillä jotkin materiaaleihin liittyvät tiedot ovat liikesalaisuuksia. Tällaisia voivat olla esimerkiksi kiinteytyksessä tai eristämässä käytettävät lisäaineet ja niiden määrät. Materiaalinkulutuksen seuranta aluetasolla sisältää lukuisia erilaisia panoksia, joten niiden merkityksen tarkastelu aluetasolla on hankalaa. Materiaalinkulutuksen seuranta ei yksin kuvaa materiaalivirtoja, vaan laskelmissa pitäisi ottaa huomioon esimerkiksi rakenteessa käytettävän muovikalvon valmistuksessa muodostuneet ympäristökuormitukset ja materiaalivirrat. Näistä on vähän tietoa, jotta laskentaa kannattaisi suorittaa aluetasolla. Käytettyjen materiaalien määrää ei valita aluetason indikaattoreiden testaukseen.

Vedenkulutuksella tarkoitetaan puhdistusmenetelmissä viemäriin tai maastoon pumpatun veden määrää. Jotkin puhdistusmenetelmät kuluttavat runsaasti vettä, kuten maanpesu tai pohjaveden pumppaus käsittelyyn. Maanpesua on käytetty puhdistusmenetelmänä varsin vähän. Myös massanvaihdoissa vettä saatetaan pumpata pois kaivannosta kaivuutyön helpottamiseksi. Tämä on kuitenkin suhteellisen vähäistä ja vesimäärien raportointi on vaihtelevaa. Sen sijaan pohjaveden käsittelyyn pumppauksessa käsitellään merkittävämpiä määriä vettä. Menetelmään saatetaan turvautua erityisesti pohjavesialueilla, joissa pohjaveteen on liuennut haitta-aineita. Täten indikaattori on merkittävä erityisesti pohjavesialueilla. Indikaattorina vedenkulutus on yksinkertainen ja helposti todennettavissa, eikä se ole päällekkäinen muiden indikaattoreiden kanssa. Pumpattu vesimäärä kuvaa luonnonvaran kulutusta. Mitä korkeampi se on, sitä suurempi vaikutus toiminnalla on alueen vedenliikkeisiin maaperässä. Indikaattorin avulla voidaan ohjata toimintaa ja pyrkiä vähentämään energiaa kuluttavaa vedenpumppausta ja sen vaikutuksia maaperän veden liikkumiseen. Indikaattori valitaan aluetason testaukseen.

Lainsäädännössä pilaantuneet maa-ainekset luokitellaan jätteiksi. Suhteessa muihin maa-alueiden puhdistamisessa muodostuviin jätteisiin ovat kaivetut pilaantuneet maa-ainekset suurin jäte-erä. Tästä syystä aluetasolla muiden jättejakeiden kokonaismäärän merkitys verrattuna pilaantuneiden maa-ainesten määriin on vähäinen. Jätteiden kokonaismäärä ei indikaattorina ole päällekkäinen, ja sen sisältämä tieto on

suhteellisen yksinkertaista. Tieto raportoidaan usein myös puhdistusten loppuraporteissa, joten se on helposti saatavilla. Indikaattoria ei valita testaukseen, koska sen toimintaa ohjaava vaikutus on tällä hetkellä vähäinen. Jos erilaiset käsittelymenetelmät yleistyvät, voi muiden jätteiden, kuin pilaantuneiden maa-ainesten, kokonaismäärä muodostua hyödylliseksi indikaattoriksi. Taulukossa 9 esitetty polttoaineen ja materiaalien kulutuksen, jätteiden kokonaismäärän sekä vedenkulutuksen ympäristökuormitustekijöiden indikaattorit.

Edellä esitettyjen kuormitustekijöiden lisäksi pintavesipäästöt on yksi kohdekohtaisissa elinkaariarvioinneissa käytetty ympäristökuormitustekijä. Pintavesien kannalta keskeisiä ovat erilaiset ravinnepäästöt ja haitta-aineet, joista ravinteita pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisessa ei juurikaan muodostu. Yleensä haitta-aineiden kulkeutumista maaperässä tarkastellaan puhdistushankkeiden riskinarvioissa, mutta todellisia pintavesien haitta-ainepitoisuuksien laskelmia harvoin tehdään. Täten pintavesipäästöjen tieto ei ole helposti saatavilla myöskään puhdistusten loppuraporteissa. Lisäksi todellisten pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen vaikutusten todentaminen vaatii tarkempia laskelmia ja arvioita sekä mahdollisesti haitta-ainepitoisuuksien analysointia vesinäytteistä. Vaikutusten merkitystä aluetasolla vähentää myös se, että pintaveden kuormituslähteitä voi olla useampia, jolloin pilaantuneen maa-alueen puhdistamisen vaikutusten arviointi on hankalaa. Indikaattori kuvaa ympäristökuormituksia, mutta antaa vähän tietoa toiminnan ohjaamiseksi aluetasolla. Pintavesipäästöjä ei valita edellä mainittujen syiden vuoksi aluetason indikaattoreiden testaukseen.

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen elinkaariarvioinnin kohdekohtaisella tasolla tarkastellaan usein maankäyttöä pinta-alavarauksina. Aluetasolla maankäytön indikaattorina voidaan pitää erilaisten maankäyttöä rajoittavien pilaantuneiden maa-alueiden kartoittamista. Indikaattoria kutsutaan pilaantuneisuuden toimialaksi. Toimialojen kartoituksen yhteydessä tehdään arviot pilaantuneiden maa-alueista, ja niiden sisältämistä haitta-aineista ja pilaantuneista maa-ainesmääristä. Massamääräarvioihin ja haitta-ainepitoisuuksiin liittyy epävarmuutta sen osalta, kuinka kattavasti alueen pilaantuneisuustietoja on saatavilla ja kuinka luotettavasti niiden perusteella toimialojen aiheuttamaa pilaantuneisuutta pystytään kartoittamaan. Erilaisia pilaantuneisuuden toimialoja ovat esimerkiksi kaatopaikat, erilaiset täyttöalueet tai ampumarata-alueet. Aluetasolla indikaattori on merkittävä, sillä sen avulla voidaan tunnistaa pilaantuneiden alueiden riskikohteita. Ympäristöviranomaiset hyötyvät indikaattorista siten, että sen avulla voidaan arvioida alueella sijaitsevat pilaantuneiden maa-ainesten riskikohteet ja massamäärät, mutta toimintaa ei indikaattorin avulla pystytä ohjaamaan. Tieto ei ole helposti saatavilla esimerkiksi maa-alueiden puhdistamisen loppuraporteissa. Indikaattori ei ole myöskään päällekkäinen muiden indikaattoreiden kanssa. Edellä esitetyn perusteella pilaantuneisuuden toimialatieto valitaan indikaattoreiden testaukseen.

Toimialatietojen yhteydessä pohdittiin mahdollisuutta hyödyntää ympäristöhallinnon Maaperäntilan tietojärjestelmän (MATTI) sisältämiä tietoja aluetason ekotehokkuuden mittaamisessa. MATTI-tietojärjestelmään ollaan keräämässä tietoja kiinteistöjen maa-alueiden pilaantuneisuudesta, siten että alueet on jaettu neljään luokkaan: maa-alueen pilaantuneisuus vaatii selvitystä, tarvittaessa puhdistusta, ei edellytä puhdistusta tai alueella on toimiva kohde, jossa käsitellään tai varastoidaan ympäristölle haitallisia aineita. Indikaattorina ovat kohteiden lukumäärät. Puhdistamattomien maa-alueiden lukumäärä on varsin yksikertainen indikaattori, mutta se ei kuitenkaan kuvaa maa-ainesmäärien suuruutta. Tämä vähentää indikaattorin toiminnan ohjaavuutta ja aluetason merkittävyyttä. Lisäksi indikaattorin tieto on jokseenkin päällekkäinen toimialatiedon kanssa. Edellä esitetyn perusteella indikaattoria ei valita testaukseen.

Toksisuutta tarkastellaan varsin usein pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen elinkaariarvioinneissa. Kohdekohtaisella tasolla toksisuuden arviointi on myös osa puhdistuskohteiden riskinarviointia. Sen sijaan aluetasolla toksisuuden arviointi

on työlästä, koska se vaatisi kohteittaisia tarkasteluja ja ainevirtojen yksityiskohtaista tarkastelua sekä arvioita toksisuuden vaikutuksista. Täten indikaattorin merkitys alue-
 tasolla on vähäinen ja työmäärältään suuri. Toksisuuden pienenemiseen liittyy ympä-
 ristö- ja terveysriskin väheneminen, jota alue- ja toimialatasolla voisi tarkastella esimerkiksi edellä
 esitetyn pilaantuneisuuden toimialatiedon perusteella tai poistettujen maa-ainesten
 laatu- ja pitoisuustietojen avulla. Päästöt pintavesiin, pilaantuneisuuden toimialat, puh-
 distamattomien maa-alueiden lukumäärä sekä toksisuuden indikaattorit ovat esitelty
 taulukossa 10.

Taulukko 9. Polttoaineen-, materiaalin- ja vedenkulutuksen sekä jätteiden kokonaismäärän indi-
 kaattoreiden vertailu.

Ominaisuus	Polttoaineen kulutus	Materiaalin- kulutus (ei maa-ainekset)	Vedenkulutus	Jätteen koko- naismäärä
Luotettavuus				
Päällekkäisyys	Kyllä	Ei	Ei	Ei
Käyttökelpoisuus				
Alue- ja toimialatasolla merkittävä	-	-	+	-
Tiedon yksinkertaisuus	+	+	+	+
Muut ominaisuudet				
Tiedon helppo saatavuus	-	-	-	+
Indikaattorilla voidaan ohjata toimintaa	+	+	+	+
Testaukseen valitut ominaisuudet				
Valinta	Ei	Ei	Kyllä	Ei

Arvio: kuvaa mittaria paljon tai kohtalaisesti (+), kuvaa mittaria heikosti tai ei ollenkaan (-)

Taulukko 10. Päästöt pintavesiin, pilaantuneisuuden toimialat, puhdistamattomien maa-alueiden
 lukumäärä ja toksisuuden indikaattoreiden vertailu.

Ominaisuus	Päästöt pintavesiin	Pilaantuneisuu- den toimialat	Puhdistamat- tomat maa- alueet (kpl)	Toksisuus
Luotettavuus				
Päällekkäisyys	Ei	Ei	Kyllä	Ei
Käyttökelpoisuus				
Alue- ja toimialatasolla merkittävä	-	+	-	-
Tiedon yksinkertaisuus	-	+	-	-
Muut ominaisuudet				
Tiedon helppo saatavuus	-	-	+	-
Indikaattorilla voidaan ohjata toimintaa	-	-	-	-
Testaukseen valitut ominaisuudet				
Valinta	Ei	Kyllä	Ei	Ei

Arvio: kuvaa mittaria paljon tai kohtalaisesti (+), kuvaa mittaria heikosti tai ei ollenkaan (-)

Toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn indikaattorit

Bruttokansantuote kuvaa toiminnan aikaansaamaa arvonlisäystä. Yleisindikaattorina sen käyttö helpottaa toiminnan tuottaman arvonlisäyksen seurantaan aluetasolla. Alueiden bruttokansantuote on saatavilla Tilastokeskuksen aluetalouden tilastoista. Se onkin laajoissa aluetason vertailuissa käyttökelpoinen ja yksinkertainen indikaattori. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen vaikutus aluetason bruttokansantuotteeseen on vähäinen. Sen sijaan pilaantuneiden maa-alueiden puhdistustoiminnan tuottaman arvonlisäyksen laskeminen arvo- tai jakoperusteisesti aluetasolla on erittäin työlästä, sillä se vaatii huomattavaa tiedon keräämistä eri tahoilta. Täten indikaattoreita ei valita aluetason empiiriseen testaukseen.

Maan arvonlisäys, terveysriskin vähenemisen kustannusvaikuttavuus ja maksuhaluuskysely vaativat aluetason tarkasteluna myös runsaasti lähtötietoja ja niiden analysointia. Vaikka indikaattorit olisivat aluetasolla merkittäviä ja tieto varsin yksinkertaista, on tietojen kerääminen työmäärältään suuri aluetasolla. Esimerkiksi luotettava terveysriskin arviointi vaatii laajaa tilastollista tarkastelua ja tietotaitoa sekä usein lisäksi terveysriskejä arvioivan laskentaohjelman käyttöä. Lisäksi pilaantuneet kohteet ovat usein suhteellisen pieniä, joten haitta-aineiden riskien arvioimiseen tarvittavaa tietoa on työlästä hankkia. Edellä esitettyjä indikaattoreita ei valita aluetason testaukseen puutteellisen tietopohjan takia. Jatkossa näistä indikaattoreista pitäisi saada lisää tietoa, jotta ne voitaisiin ottaa käyttöön.

Elinkaarikustannusanalyysi ei kovin hyvin sovellu tämän työn rajaukseen, sillä elinkaarikustannusanalyysissä tarkastelu pitäisi kohdistua hyödykkeen koko elinkaarien aikaisiin kustannuksiin. Tämän työn tarkoituksena on hahmottaa indikaattoreita alueen kehityksen näkökulmasta, jolloin indikaattorit raportoidaan vuosittain. Tällöin kustannukset voivat toimia ekotehokkuusmittarin toiminnan tuottaman arvonlisäyksen indikaattorina olettaen, että toiminnasta saatavat hyödyt ovat suuremmat kuin kustannukset. Taulukossa 11 on vertailtu puhdistustoiminnan tuottamien taloudellisten hyötyjen indikaattoreita.

Taulukko 11. Puhdistustoiminnan taloudellisia hyötyjä kuvaavien indikaattoreiden vertailu.

Ominaisuus	BKT	Arvonlisäys (vero- ja jakoperusteinen)	Maan arvonne- muutos	Terveysriskin vähenemä	Maksuhaluk- kuus
Luotettavuus					
Päällekkäisyys	Ei	Ei	Ei	Ei	Ei
Käyttökelpoisuus					
Aluetasolla merkittävä	-	-	-	-	-
Tiedon yksinkertaisuus	+	+	+	+	+
Muut ominaisuudet					
Tiedon helppo saatavuus	+	-	-	-	-
Indikaattorilla voidaan ohjata toimintaa	-	-	+	+	+
Testaukseen valitut ominaisuudet					
Valinta	Ei	Ei	Ei	Ei	Ei

Arvio: kuvaa mittaria paljon tai kohtalaisesti (+), kuvaa mittaria heikosti tai ei ollenkaan (-)

Ekotehokkuusmittari

Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisessa on kyse ympäristön tilan parantamisesta. Ekotehokkuusmittarin laskennassa on erilaisia laskentatapoja, kuten luvussa 3.3 on todettu. Huppesin ja Ishikawan (2005b, 45) mukaan ympäristön tilan parantamista voidaan havainnoida toiminnan tuottaman arvonlisäyksen ja ympäristökuormituksen suhdelvusta. Ympäristökuormituksena voidaan käyttää esimerkiksi maa-ainesten määrää, alueen pinta-alaa tai hiilidioksidipäästöjä. Kustannuksina voidaan käyttää esimerkiksi ympäristönsuojelun tason parantamiseen käytettyjä kustannuksia. Esimerkiksi EURODEMO (2005, 19) esitti pilaantuneiden maa-alueiden tarkasteluun ekotehokkuusmittariksi kustannusten ja kunnostetun maa-ainesmäärän indikaattoreiden suhdetta. Ekotehokkuusmittarin rajauksissa on huomioitava, että tekijät kuvaavat samaa asiaa, ja että ne ovat keskenään ristiriidattomia ja yhdenmukaisia (DeSimone ja Popoff 2000, 79; Seppälä ym. 2005, 119). Kustannusten ja maa-ainesmäärän välisen suhdelvun tekijöiden rajaukset ovat samat, koska maa-ainesten määrä muodostuu puhdistuskohteesta, eivätkä sen jälkeiset työvaiheet vaikuta pilaantuneiden maa-ainesten määriin. Rüdener ym. (2005, 114) pitivät kustannusvaikuttavuusanalyysien perusteella soveltuvana mittarina hiilidioksidiekvivalentti- ja kustannusindikaattoreiden välistä suhdelukua. Tässä selvityksessä hiilidioksidipäästöt on laskettu vain kaivuulle ja kuljetuksille, joten kustannusten ja hiilidioksidipäästöjen rajausta ei ole samanlainen.

Tässä työssä tarkastelurajauksena on ”kehdosta portille”, kuten luvussa 2.4 on esitetty, joten kaatopaikkojen ylläpito- ja jälkiseurantakustannukset jätetään huomiotta laskennan helpottamiseksi. Toisaalta puhdistuskohteiden maa-ainesten loppusijoitus voidaan sisällyttää tarkasteluun, koska sen katsotaan olevan osa maa-alueen puhdistamista eikä se vääristä ekotehokkuuden seurantaan. Lisäksi loppusijoituskustannusten huomioiminen tekee mittarista havainnollisemman, sillä kuten luvussa 2.3 on todettu, muodostavat loppusijoituskustannukset pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen kokonaiskustannuksista suurimman osan. Loppusijoituskustannusten voidaan olettaa kattavan maa-ainesten loppusijoituksen kustannukset sekä loppusijoituskohteen jälkitarkkailun. Tällöin rajausta on ”kehdosta hautaan” periaatteen mukainen.

Aluetasolla ekotehokkuusmittari on käyttökelpoinen, ja sen avulla voidaankin ohjata toimintaa. Ekotehokkuuden periaatteiden mukaisesti tavoitteena on vähentää materiaalien kulutusta. Mittarin muodostuessa kustannus- ja ympäristökuormitusindikaattorin suhdelvusta, luvun kasvaessa poiskuljetettujen maa-ainesten määrä vähenee ja päinvastoin. Kustannuksien määriin vaikuttavat puhdistustoimien sekä alueiden puhdistuksen suunnittelun ja jälkiseurannan taloudelliset panokset. Mittarin kannalta kustannuksissa voidaan huomioida *in situ* tai *on site* -kunnostukset, sillä niiden yleistymisen vähentää poiskuljetettujen maa-ainesten määriä. Taloudellisten panosten pysyessä entisellään tai jopa lisääntyessä, kasvaa myös ekotehokkuusmittarin lukuarvo. Alueiden välillä kannattaa ottaa huomioon, että eri alueiden yksittäiset lukuarvot voivat olla eri skaaloissa. Esimerkiksi loppusijoituksen hinnat voivat olla eri puolilla Suomea hieman erilaisia, mikä vaikuttaa mittariin. Myös markkinatilanteiden muutokset vaikuttavat puhdistamisen hintatasoon, jolla voi olla vaikutusta mittarin suuruuteen. Ekotehokkuusmittariin tarvittavat kustannustiedot on saatavissa toiminnanharjoittajilta, mutta aluetasolla tiedon kerääminen vaatii paljon työtä, sillä koottuja tilastoja ei ole. Kustannusten tiedollisista puutteista johtuen ekotehokkuusmittaria ei valita testaukseen. Jatkossa mittarin käyttöönotto vaatisi aluetasolla kustannustietojen keräämistä tilastoihin. Taulukossa 12 on esitetty arvio ekotehokkuusmittarista.

Taulukko 12. Ekotehokkuusmittarin ominaisuudet.

Ominaisuus	Ekotehokkuusmittari (€/t)
Luotettavuus	
Päällekkäisyys	Ei
Käyttökelpoisuus	
Aluetasolla merkittävä	+
Tiedon yksinkertaisuus	+
Muut ominaisuudet	
Tiedon helppo saatavuus	-
Indikaattorilla voidaan ohjata toimintaa	+
Testaukseen valitut ominaisuudet	
Valinta	Ei

Arvio: kuvaa mittaria paljon tai kohtalaisesti (+), kuvaa mittaria heikosti tai ei ollenkaan (-)

5.6

Testaukseen valitut ekotehokkuuden indikaattorit

Empiiriseen testaukseen valittiin yhteensä 13 indikaattoria. Ne edustavat ekotehokkuuden kehittymisen seurantaan soveltuvia indikaattoreita, joissa keskeisinä ominaisuuksina ovat erilaiset materiaalivirrat ja ympäristökuormitustekijät. Materiaalivirtoihin perustuviksi indikaattoreiksi valittiin pilaantuneiden maa-ainesten määrät ja neitseellisten täyttömateriaalien määrä. Ympäristökuormitusta ja materiaalivirtojen kuormitusta kuvaavat kuljetusmatkat massakilometreinä ja keskikuljetusmatkoina sekä poistettujen maa-ainesten sisältämät haitta-aineet ja niiden pitoisuudet, toimialatiedot, vedenkulutus ja ilmastomuutos. Lisäksi pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamiseen liittyy keskeisesti terveys- ja ympäristöriskin väheneminen, jota kuvaa poistettujen maa-ainesten haitta-aineiden ja niiden pitoisuuksien tarkastelu sekä toimialojen tarkastelu. Myös massakilometrit kuvaavat kahta erilaista ekotehokkuuden ulottuvuutta, sillä kokonaismäärästä voidaan arvioida välillisesti polttoaineen kulutusta ja kuljetusmatkojen pituutta. Tarkasteltaessa massakilometrejä haitta-ainepitoisuuksittain voidaan päätellä, millaisten pitoisuuksien vaikutus ilmastomuutokseen on ollut suurin. Taulukkoon 13 on kerätty kaikki pilaantuneiden maa-alueiden aluetason ekotehokkuuden mittaamisen testaukseen valitut indikaattorit. Testaus esitetään seuraavassa luvussa.

Taulukko 13. Pilaantuneiden maa-alueiden aluetason ekotehokkuuden testaukseen valitut indikaattorit.

Tekijä	Indikaattori	Tarkasteltava ominaisuus
Alueen kokonaispinta-ala (maapinta-ala)	km ²	Taustatekijä
Keskiväkiluku	Asukasta	Taustatekijä
Väestötiheys	Asukasta/km ²	Taustatekijä
Käytetyt puhdistusmenetelmät	Suhteelliset osuudet (%)	Taustatekijä
Poiskuljetetun pilaantuneen maa-aineksen kokonaismäärä	t/a tai t/alueen asukas	Materiaalinkulutus
Poiskuljetettujen maa-ainesten haitta-aineet	Pilaantuneiden maa-ainesten määrät haitta-aineittain (t)	Ympäristö- ja materiaalivirtakuormitus, riski epäsuorasti
Poiskuljetettujen maa-ainesten haitta-aineiden pitoisuudet	Luokiteltuina esim. SAMASE-arvojen mukaan t	Ympäristö- ja materiaalivirtakuormitus, riski epäsuorasti
Pilaantuneisuuden toimialat	Kaatopaikka, ampumarata, täyttö-alue jne.	Ympäristö- ja materiaalivirtakuormitus, riski epäsuorasti
Neitseellisen puhtaan täyttömaa-aineksen tarve	t/a tai kg/alueen asukas	Materiaalinkulutus
Kuljetusmatkat	Keskikuljetusmatka ja massakilometrien kokonaismäärä ja haitta-ainepitoisuuksien mukaan (t*km)	Ympäristö- ja materiaalivirtakuormitus
Ilmastonmuutos	t CO ₂ /a (kaivun ja kuljetusten päästöt)	Ympäristö- ja materiaalivirtakuormitus
Vedenkulutus	Pumpattu vesimäärä (m ³)	Ympäristö- ja materiaalivirtakuormitus

6 Ekotehokkuuden tarkasteluun soveltuvien indikaattoreiden testaus aluetasolla: Case Helsingin ympäristöhallinnollinen alue

Luvussa 5 arvioitiin aluetason ekotehokkuuden tarkasteluun soveltuvia mittareita. Indikaattoreita testataan Helsingin ympäristöhallinnollisen alueen tiedoilla. Helsingin alue valittiin tarkasteluun, koska se muodostaa ympäristöhallintoon oman itsenäisen ympäristöluvituksesta, lupamääräysten valvonnasta sekä raportoinnista muodostuvan alueen. Tässä luvussa testataan ekotehokkuuden mittaamiseen soveltuvia indikaattoreita, niiden toimivuutta ja lähtötietojen saatavuutta. Lisäksi arvioidaan ekotehokkuuden kehitystä Helsingin alueella sekä lopuksi tehdään indikaattoreiden toimivuudesta tulosten tulkinta. Indikaattoreiden toimivuutta testataan pääasiassa keskittämällä tarkastelu vuosien 2004–2006 tietoihin, mutta maa-ainesmäärien ja niiden haitta-ainelajien osalta tarkastelu kohdistuu koko Helsingin alueen historian pilaantuneiden maa-alueiden puhdistustietoihin vuosilta 1994–2006. Helsingissä pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisesta on kerätty tietoja vuodesta 1994 lähtien (Helsingin pilaantuneiden maiden määrä, laatu ja kunnostustarve 2003). Tätä ennen puhdistusten lukumäärät olivat vähäisiä (Leminen ja Pyrylä, 2001), sillä 1990-luvun alussa rakennuskelpoisia puhtaita maa-alueita oli vielä hyödyntämättä. Pilaantuneiksi epäiltyihin kohteisiin rakentamiseen ei ollut tarvetta. Lisäksi tuolloin ei oltu määriteltä myöskään maaperän pilaantuneisuutta osoittavia haitta-aineiden pitoisuuksia. (mt.) Ennen 1.6.2007 on ollut voimassa SAMASE ohje- ja raja-arvot, joten tämän luvun maa-ainesten pilaantuneisuusluokittelu perustuu kyseisiin arvoihin.

6.1

Indikaattoreiden testaus

Taustatekijät

Helsingin pinta-ala on yhteensä 686 km², joista maa-alueita on 186 km² ja merta 500 km². Pinta-alasta metsää on 38 km², puistoja 18 km² ja luonnonsuojelualueita 4,2 km². Väestömäärä on tarkasteltavana ajanjaksona vuosina 2004–2006 ollut seuraava: 1.1.2004 559 330 henkilöä, 1.1.2005 559 046 henkilöä, 1.1.2006 560 905 henkilöä ja 1.1.2007 564 521 henkilöä (Helsingin seudun aluesarjat, www.aluesarjat.fi). Asukaslukujen keskiarvoista laskettu keskiväkiluku ja väestöntiheys on esitetty taulukossa 14. Väestöntiheys on ollut keskiväkiluvusta laskettuna vuosina 2004, 2005 ja 2006 3006 henkilöä/maa-km², 3011 henkilöä/maa-km² ja 3025 henkilöä/maa-km². Väestöntiheys on kasvanut tarkastelujakson aikana.

Taulukko 14. Keskiväkiluku ja väestötiheys Helsingin ympäristöhallinnollisen alueella vuosina 2004–2006.

	2004	2005	2006
Keskiväkiluku (henkilöä)	559 188	559 976	562 713
Väestötiheys (henkilöä/maa-km ²)	3 006	3 011	3 025

Puhdistusmenetelmät ja vedenkulutus

Helsingin alueella massanvaihto oli yleinen puhdistusmenetelmä vuosina 2004–2006 (Ympäristölautakunnan kokouksen pöytäkirja 2005; 2006; 2007). Muita Helsingin alueella käytettyjä puhdistusmenetelmiä ovat olleet pohjaveden puhdistus sekä huokosilmapuhdistus. Lisäksi lievästi raskasmetalleilla pilaantuneita maa-aineksia on jätetty maaperään puhtaana eristyskerroksen alle. (Ympäristölautakunnan kokouksen pöytäkirja 2005; 2006; 2007.) Eristettyjen maa-ainesten määriä tai puhdistusmenetelmää käytäneiden kohteiden lukumäärää ei raportoitu. Massanvaihto toteutettiin vuonna 2004 86 %:ssa, 2005 vuonna 94 %:ssa ja vuonna 2006 96 %:ssa puhdistetuista kohteista.

Kunnostusmenetelmien vedenkulutustietoa ei ollut käytettävissä tässä selvityksessä, joten sitä ei voida testata. Massanvaihtojen yhteydessä kuitenkin yleensä pumpataan vettä pois maaperästä suhteellisen vähäisiä määriä.

Poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten kokonaismäärät ja haitta-aineiden laatutekijät sekä neutraaliset maa-ainekset

Vilkkaimpia puhdistamisen vuosia olivat 1996, 2003, 2005 ja 2006. Vuonna 1996 suurin kunnostushanke oli Herttoniemen öljysataman kunnostus (Helsingin pilaantuneiden maiden määrä, laatu ja kunnostustarve, 2003, 8). Vuonna 2003 suurimpia kunnostuskohteita olivat Prakticum työmaa Arabianrannassa (noin 72 000 tonnia), Kivikossa Malmin vanhan ampumaradan kunnostus (noin 201 000 tonnia) sekä Viikintie 3:n kunnostus (noin 27 000 tonnia) (E-L Ranta, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, henkilökohtainen tiedonanto 23.11.2007). Vuosi 2005 on ollut Helsingin alueella kautta aikojen vilkkain pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen vuosi. Tuona vuonna kunnostettiin muun muassa Myllypuron vanhan kaatopaikan pilaantuneet maa-ainekset (yhteensä noin 200 000 tonnia). Lisäksi rakennettiin Vuosaaren meluvalli (noin 100 000 tonnia), ja kunnostettiin Hiidenkiven aluetta (noin 64 000 tonnia). (E-L Ranta, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, henkilökohtainen tiedonanto 13.2.2007.) Vuosi 2006 oli vielä suhteellisen vilkas, jonka keskeisimpinä kunnostuskohteina olivat Vuosaaren Sataman pilaantuneiden maa-ainesten kunnostus (noin 48 000 tonnia) sekä Ormusmäentien tontit (noin 48 000 tonnia) (E-L Ranta, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, henkilökohtainen tiedonanto 7.3.2007).

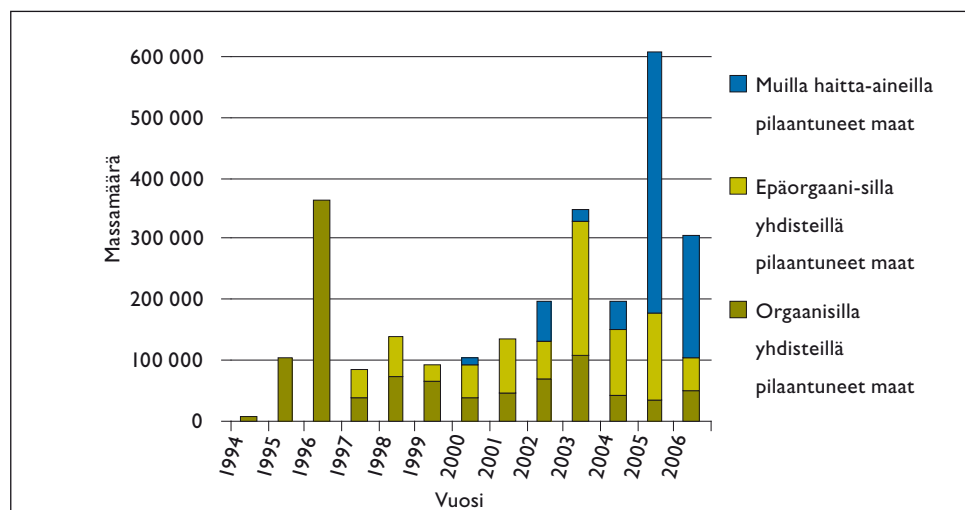
Kuviossa 3 on esitetty pilaantuneiden maa-ainesten määrrien kehitys pilaantuneisuus luokittain vuodesta 1994 vuoteen 2006. Kuvasta voidaan huomata, että maa-alueiden puhdistamisen alkuvuosina poiskuljetetut maa-ainekset olivat enimmäkseen orgaanisilla yhdisteillä pilaantuneita, kuten öljyhiilivedyillä tai PAH-yhdisteillä. Sitten painopiste on siirtynyt kohti epäorgaanisia haitta-aineita (kuten raskasmetalleilla pilaantuneita maa-aineksia), ja aivan viimeaikoina ovat yleistyneet muilla haitta-aineilla pilaantuneet maa-ainekset. Näillä tarkoitetaan erityisesti erilaisilla haitta-aineilla sekapiilaantuneita maa-aineksia. Massamäärätietoa voidaan havainnollistaa suhteuttamalla se alueen asukasmäärään. Tällöin tarkastelujaksolla 2004–2006 asukasta kohden poiskuljetettujen maa-ainesten määrät ovat olleet 0,36 t/asukas, 1,09 t/asukas ja 0,54 t/asukas.

Helsingin alueella pilaantuneiden maa-alueiden täyttömateriaalien laatua tai määrää ei raportoida loppuraporteissa, täten kyseisen tiedon määrrien selvittäminen aluetasolla on tämän selvityksen puitteissa mahdotonta. Voidaan kuitenkin arvioida, että täyttömaita on tarvittu vähintään saman verran kuin maa-aineksia on kuljetettu pois. Jatkossa tämän indikaattorin käyttäminen vaatii ainakin Helsingin alueella

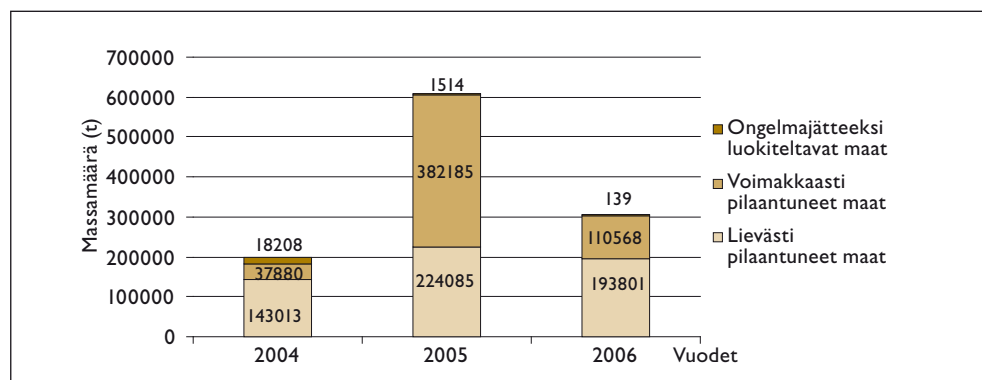
muutosta raportoitaviin asioihin, jotta käytettyjen neitseellisten maa-ainesten käyttö voidaan arvioida.

Poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten haitallisuus

Tarkasteltaessa pilaantuneiden maa-ainesten haitallisuuden muutoksia voidaan todeta, että lievästi ja voimakkaasti pilaantuneiden maa-ainesten osuudet ovat vaihdelleet massamäärän mukaan. Vain ongelmajätteen määrä näyttää laskeneen vuosien 2004–2006 välillä, mutta koska tarkastelujakso on hyvin lyhyt ei muutoksen pysyvyydestä ole varmuutta. Kuviossa 4 on esitetty pilaantuneiden maa-ainesten pitoisuusmuutokset vuosina 2004–2006. (E-L Ranta, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, henkilökohtainen tiedonanto vuodet 2004–2005 13.2.2007 ja vuosi 2006 7.3.2007.) Tarkastelujaksolla poiskuljetetut maa-ainekset ovat sisältäneet lähes yhtä paljon lievästi (560 899 t) kuin voimakkaasti (530 633 t) pilaantuneita maa-aineksia. Pilaantuneiden maa-alueiden haitta-aineiden riskit ovat vähentyneet suhteellisen tasaisesti pitoisuuksien osalta. Tarkasteltaessa haitta-aineiden laatua samalla tarkastelujaksolla voidaan kuvioista 3 huomata, että sekapilaantuneiden maa-alueiden riski on vähentynyt eniten, koska niitä on puhdistettu eniten. Toiseksi eniten poiskuljetetut maa-ainekset ovat sisältäneet epäorgaanisilla yhdisteillä pilaantuneita maa-alueita.



Kuvio 3. Maa-ainesten määrien ja haitta-aineiden laadun kehitys Helsingin alueella vuosina 1994–2006 absoluuttisina lukuarvoina. (Lähteet: Vuoden 1994–2002: Helsingin pilaantuneiden maiden määrä, laatu ja kunnostustarve, SCC Viatek Oy, 14.11.2004. Maa-ainesten määrien korjaukset vuosille 1998, 1999 ja 2001 E-L Ranta, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, henkilökohtainen tiedonanto 4.12.2007. Vuoden 2003–2006 E-L Ranta, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, henkilökohtaiset tiedonannot: vuosi 2003 23.11.2007, vuodet 2004–2005 13.2.2007, sekä vuosi 2006 7.3.2007.)



Kuvio 4. Poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten haitta-aineiden pitoisuustiedot vuosina 2004–2006. (Lähde: E-L Ranta, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, henkilökohtainen tiedonanto vuodet 2004–2005 13.2.2007 ja vuosi 2006 7.3.2007.)

Kuljetusmatkat

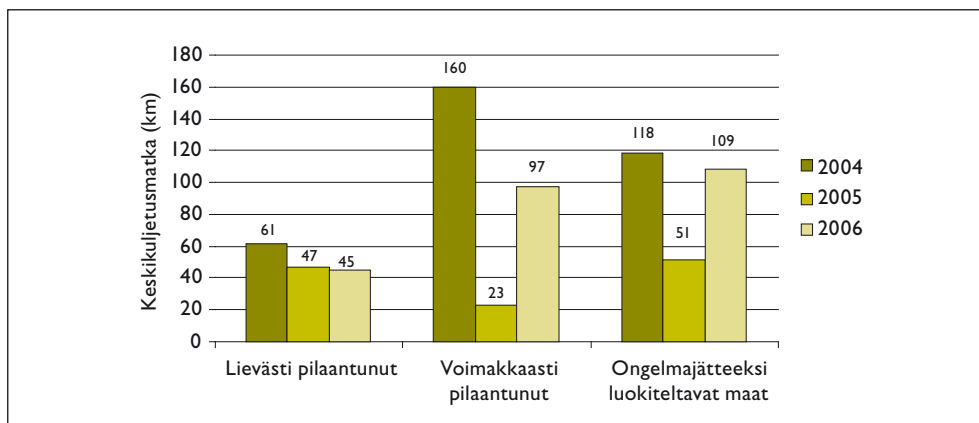
Pilaantuneiden maa-ainesten loppusijoituskuljetusmatkojen selvittämiseen on valittu vain vuodet 2004–2006, selvitystyön laajuudesta johtuen. Tarkastelun pohjalla on Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen Eija-Leena Rannan toimittamat maa-ainesten määrätiedot vuosilta 2004–2006 (E-L Ranta, Helsingin kaupungin ympäristökeskus, henkilökohtaiset tiedonannot 13.2.2007 ja 7.3.2007). Kuljetusmatkat maa-ainevirroille on selvitetty osoitetietojen perusteella Keltaisten sivujen matkalaskurin tai Helsingin Sanomien Oikotien matkalaskurin avulla. Lyhin maa-aineksen loppusijoituksen kuljetusmatka on vain 500 metriä, kun maa-aineksia on siirretty Myllypurossa vanhan kaatopaikan kunnostuskohteesta pystyeristysseinämän sisälle. Pisin kuljetusmatka on 324 km Suunnittelijankadun kunnostuskohteesta Riikinnevan vastaanottopaikkaan Leppävirralle. Tarkastelujakson aikana Helsingissä on ollut omia aluetason pilaantuneen maa-aineksen loppusijoituskohteita: Malmin vanha ampumarata-alue, Myllypuron vanha kaatopaikka-alue, Vuosaaren Sataman alueelle rakennettu meluvalli sekä Vuosaaren raskasmetalleilla pilaantuneiden maa-ainesten loppusijoitusalue.

Keskimääräiset haitta-ainepitoisuuskohtaiset kuljetusmatkat on laskettu massakilometreistä, jakamalla massakilometrit koko haitta-ainepitoisuuden vuotuisella massamäärällä. Massakilometrit on laskettu vastaavasti kohteittaisten massamäärien ja kuljetusmatkojen tulona. Vuosina 2004–2006 lievästi pilaantuneiden maa-ainesten keskimääräiset kuljetusmatkat ovat lyhentyneet, sillä vuonna 2004 oli keskimääräinen kuljetusmatka 61 km, kun vuonna 2006 se oli enää vain 45 km. Kyseisenä ajanjaksona on ollut käytössä Malmin vanhan ampumaradan vastaanottopaikka lievästi raskasmetalleilla pilaantuneille maille (viety yhteensä 126 708 tonnia), sekä vuonna 2006 Vuosaaren meluvalliin on viety kohtuullinen määrä (43 500 tonnia) lievästi raskasmetalleilla pilaantuneita maita. Tarkasteltaessa massavirtataulukkoja tarkemmin voidaan todeta, että vuosien 2004–2006 aikana Malmin vanhalla ampumaradalle ja Vuosaaren meluvalliin onkin kuljetettu 30 % (170 208 tonnia) kyseisenä vuonna poiskuljetetuista lievästi pilaantuneista maa-aineksista. Tämä on vaikuttanut merkittävästi kuljetusmatkojen lyhenemiseen.

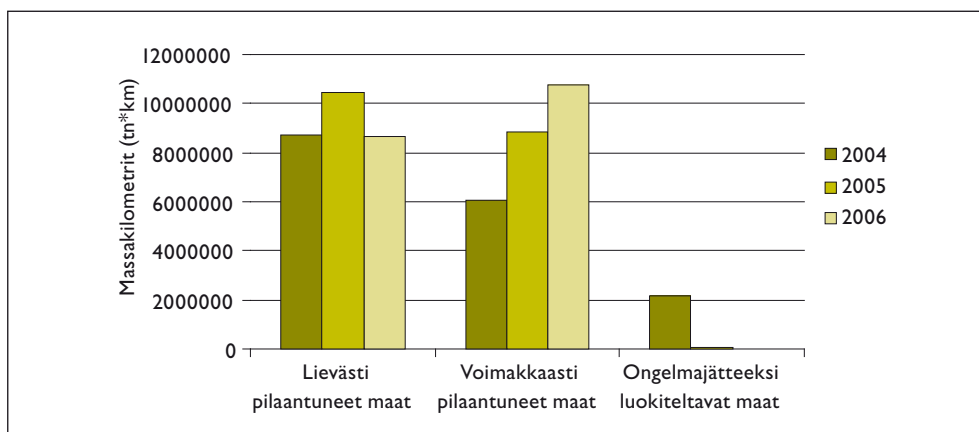
Voimakkaasti pilaantuneiksi ja ongelmajätteeksi luokiteltujen maa-ainesten keski-kuljetusmatkat ovat yli puolet pidempiä verrattuna lievästi pilaantuneiden maiden kuljetusmatkoihin. Erityisempää on se, että sekä voimakkaasti pilaantuneiksi että ongelmajätteiksi luokiteltujen maa-ainesten kuljetusmatkat ovat vuonna 2005 olleet merkittävän alhaiset. Voimakkaasti pilaantuneiden maiden kuljetusmatka oli vuonna 2005 23 km, kun se oli vuonna 2004 160 km ja 97 km vuonna 2006. Vastaavasti ongelmajätteeksi luokiteltujen maa-ainesten kuljetusmatka oli vuonna 2005 51 km, kun kuljetusmatkat olivat vuonna 2004 118 km ja 109 km vuonna 2006. Vuoden 2005 voimakkaasti pilaantuneiden maiden alhainen kuljetusmatka johtuu Myllypuron kunnostuksessa, jossa noin 200 000 tonnia voimakkaasti pilaantunutta maata on loppusijoitettu kohteeseen noin 0,5 km kuljetusmatkalla. Ongelmajätteeksi luokiteltavien maa-ainesten kohdalla vuoden 2005 poikkeava kuljetusmatka selittyy sillä, että koko vuoden ongelmajätteiden massamäärä (1 514 tonnia) muodostui Kumpulannpuron työmaalla, josta massaerä kuljetettiin Virkkalaan 51 km päähän loppusijoitettavaksi. Ongelmajätteitä tarkastelujakson aikana oli vähän ja ne muodostuivat vain muutamalta kunnostustyömaalta. Tämä on johtanut siihen, että yhden työmaan kuljetusmatka voi muodostua koko vuoden keskimääräiseksi kuljetusmatkaksi. Kuviossa 5 on esitetty pilaantuneiden maiden keski-kuljetusmatkat (km) haitta-ainepitoisuuksien mukaan.

Aluetason ja kohteittaiset loppusijoitusratkaisut ovat olleet suhteellisen merkittäviä, kuten edellä kuviosta 5 voidaan havaita. Siinä keskikuljetusmatka oli alhainen vuonna 2005, jolloin Myllypurossa suuri maa-ainesmäärä loppusijoitettiin kohteeseen. Tämä voidaan havaita myös taulukosta 15 tarkasteltaessa massakilometrien suuruuksia vuonna 2005 verrattuna muun tarkastelujakson massakilometrien lukemiin. Taulukosta on erityisen mielenkiintoista havaita, että voimakkaasti pilaantuneiden maa-ainesten massakilometrit ovat kasvaneet tarkasteltavien vuosien ajan tasaisesti. Toisaalta vuosi 2005 oli maa-ainesten loppusijoitus määrien osalta vilkkaain vuosi, mutta massakilometreissä ei ole havaittavissa maa-ainesmäärien kaltaista piikkiä. Tämä selittyy Myllypuron loppusijoitukseen toimitettujen maa-ainesten lyhyellä kuljetusmatkalla, joka on kuvattu edellä. Tietojen perusteella voidaankin päätellä, että juuri lyhyt kuljetusmatka on vilkkaana kunnostusvuotena 2005 aiheuttanut sen, että massakilometrejä on kertynyt vähän. Tämä tarkoittaa, että myöskin kuljetuksista aiheutuneet vaikutukset ympäristöön ovat vuonna 2005 olleet vähäisempiä kuin vuoden 2006 vastaavat vaikutukset.

Taulukon 15 arvot on esitetty graafisessa muodossa kuviossa 6. Kuljetusten hiilidioksidipäästöt lasketaan massakilometrien ja hiilidioksidipäästöjen tulosta, joten kuvio 6 kuvaa myös välillisesti hiilidioksidipäästöjen muutoksien suuntaa eri haitta-ainepitoisuuksissa. Täten voidaan todeta, että voimakkaasti pilaantuneiden maa-ainesten kuljetusten vaikutus ilmastonmuutokseen on kasvanut tarkastelujakson aikana, kun lievästi pilaantuneiden maa-ainesten kuljetusten merkitys on vaihdellut. Ongelmajätteeksi luokiteltujen maa-ainesten osalta kuljetusten vaikutukset ovat vähentyneet.



Kuvio 5. Pilaantuneiden maa-ainesten keskimääräiset kuljetusmatkat haitta-ainepitoisuuksien mukaan lajiteltuna.



KUVIO 6. Helsingin alueelta loppusijoitukseen kuljetettujen maa-ainesten massakilometrit.

Taulukko 15. Helsingin alueelta loppusijoitukseen kuljetettujen maa-ainesten massakilometrit (t*km).

	2004	2005	2006
Lievästi pilaantuneet maat	8 743 555	10 443 666	8 669 959
Voimakkaasti pilaantuneet maat	6 052 203	8 853 763	10 749 993
Ongelmajätteeksi luokiteltavat maat	2 150 365	77 365	15 119

Pilaantuneiden maa-alueiden toimialat

Helsingin alueella on tehty selvitys maa-alueiden pilaantuneisuuden riskikohteista toimialaselvityksen avulla vuonna 2003, jossa arvioitiin Helsingin alueella olevan jäljellä vielä noin 2,5 miljoonaa m³ pilaantuneita maa-alueita täyttöalueilla, teollisuusalueilla, ampumaradoilla, sekä muissa pienemmissä kohteissa (Helsingin pilaantuneiden maiden määrä, laatu ja kunnostustarve, 2003, 19–21). Lisäksi pilaantuneita maa-aineksia arvioidaan olevan entisillä kaatopaikoilla noin 9,3 miljoonaa m³ sekä taustapilaantuneisuutta 5 miljoonaa m³. Pilaantuneiden maa-alueiden kokonaismäärään, 17 miljoonaa m³, suhteutettuna voidaan todeta, että 55 % Helsingin alueen pilaantuneista maista sijaitsee kaatopaikoilla. 30 % pilaantuneisuudesta on haitta-aineiden taustapitoisuuksia ja 6 % sijaitsee rantojen täyttöalueilla. Tämän jälkeen pienempinä osuuksina ovat teollisuusalueet 4 % ja ampumaradat 1 %. Muita puhdistettavia maa-alueita on 4 % Helsingin alueen pilaantuneisuudesta. (Helsingin pilaantuneiden maiden määrä, laatu ja kunnostustarve, 2003, 19–21.)

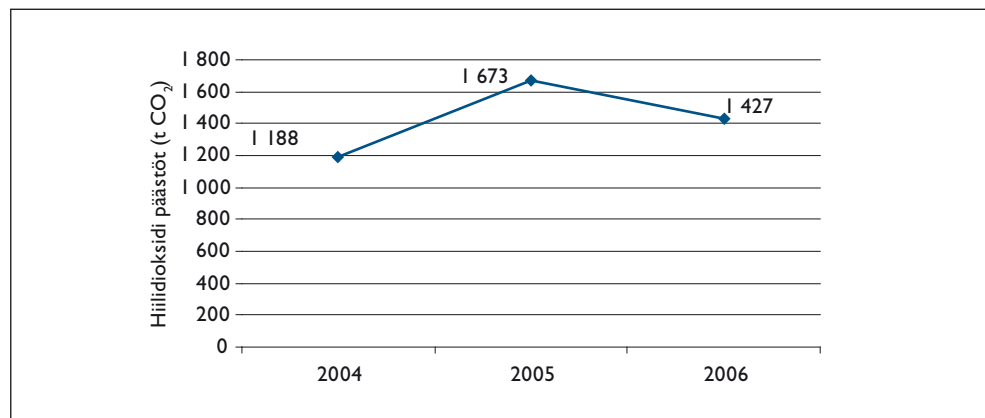
Maa-alueiden puhdistamisen periaatteena on, että entiset kaatopaikat eristetään paikoilleen. Muille pilaantuneille maa-alueille valitaan kohteen luonteelle ja jatkokäyttöön soveltuva puhdistusmenetelmä. Tarkoituksena on kuitenkin suosia pilaantuneiden maa-ainesten hyötykäyttöä kohteessa, jos mahdollista. Vasta toissijaisena tavoitteena on toimittaa maa-aines hyötykäytettäväksi muuhun kohteeseen alueen sisä- tai ulkopuolelle. (Helsingin pilaantuneiden maiden määrä, laatu ja kunnostustarve, 2003, 22.)

Puhdistamisen tilanne vuoden 2003 jälkeen on kuitenkin jonkin verran muuttunut, sillä raportoiduista kunnostuskohteista muun muassa Eiranranta, Ruskeasuon varikko ja Kumpulanpuron ylä- ja alajuoksu on kunnostettu. Lisäksi Arabianrannan maa-alueen kunnostus on edennyt kuluneiden kolmen vuoden aikana merkittävästi. Ampumarata-alueista Malmin alue on kunnostettu, sekä Viikinmäen kohdetta ollaan kunnostamassa. Vastaavasti Myllypuron vanhan kaatopaikka-alueen pilaantuneet maa-ainekset on kunnostettu lukuun ottamatta alueelle rakennettavaa pintaeristysrakennetta.

Vuoden 2003 raportissa esitetty pilaantuneiden maa-ainesmäärien toimialajakauma on pysynyt kuitenkin jokseenkin samana, sillä edelleen suurimmat pilaantuneiden maa-ainesten määrät jakautuvat kaatopaikoille ja taustapilaantuneisuuteen. Todennäköisesti suurin muutos pilaantuneisuuden jakautumisen lukuarvoihin on ampumaratojen kohdalla, johtuen kyseisten maa-alueiden viime aikaisista kunnostuksista. Tässä selvityksessä ei tarkastella maa-ainesten määrien muutoksia kvantitatiivisesti, sillä luotettava arvio vaatisi suhteellisen paljon laskelmia ja arvioita. Puhdistamattomien maa-alueiden maa-ainesten määrääarviosta (2,5 miljoonaa kuutiota) ei voi suoraan vähentää vuosien 2004–2006 puhdistettujen maa-ainesten määriä, sillä raportoitu puhdistamattomien maa-ainesten määrä pitää sisällään vain suurimmat kohteet, kun vuosittain puhdistetaan myös lukuisia pieniä kohteita. Jos arvioidaan, että puhdistamattomia maa-aineksia on Helsingin alueella 2,5 miljoonaa kuutiota eli noin 4 miljoonaa tonnia, on se asukasta (yhteensä 559 188 henkilöä) kohden 7 tonnia pilaantunutta maa-ainesta. Toimialojen puitteissa merkittäviä pilaantuneiden maa-ainesten määriä on kaatopaikoilla ja rantojen täytöissä, toisaalta Helsingin alueella on myös laajasti taustapitoisuudet kohollaan. Kaatopaikoilla ja rantojen täyttöalueilla riskit ovat kuitenkin hallinnassa lukuisten puhdistushankkeiden johdosta.

Ilmastonmuutos

Ilmastonmuutosta laskettaessa otettiin huomioon maa-ainesten kuljetusten täysien menomatkan kuormien sekä tyhjen paluukuormien hiilidioksidipäästöt. Kuljetusten päästölaskelmassa käytettiin VTT:n Lipasto –tietokannan päästökertoimia³. Laskelmassa Helsingin pilaantuneiden maa-alueiden kunnostuskohteiden massakilometrit kerrottiin maansiirtoautojen hiilidioksidipäästöjen kertoimilla. Tehdyssä laskelmassa huomioitiin katuajon osuudeksi 10 % ja maantieajon osuudeksi 90 % kokonaismatkasta. Autoluokaksi valittiin täysperävaunuyhdistelmät, joiden kokonaismassa on 60 tonnia ja kantavuus 40 tonnia. Autokannan ominaisuuksiksi valittiin vuoden 1991 jälkeen valmistettujen maansiirtoautojen keskimääräiset ominaisuudet, eli VTT:n luokituksella merkittynä Euro 3. Tarkastelussa on huomioitu myös tyhjen paluukuljetusten hiilidioksidipäästöt arvioimalla kuormien lukumäärät maa-ainesmäärien ja kuormakoon (kantavuus 40 tonnia) suhdeluvusta. Lisäksi paluukuljetusten hiilidioksidipäästöissä on huomioitu tyhjen kuormien päästöt grammaa kilometriltä. Kuljetusetäisyydet laskettiin arvioituina keskikuljetusmatkoina. Kaivuutyön hiilidioksidipäästöt laskettiin PIRTU-laskentaohjelman avulla massamäärätietojen perusteella. Kuviossa 7 on esitetty Helsingin alueen pilaantuneiden maa-ainesten kaivuun ja kuljetusten hiilidioksidipäästöjen (t/a) kehitys. Kuvioista voidaan nähdä, että hiilidioksidipäästöt noudattelevat poiskuljetettujen maa-ainesten määrien vaihtelua. Täten vuonna 2005 muodostui eniten hiilidioksidipäästöjä, jolloin kuljetettiin myös eniten maa-aineksia loppusijoitukseen.



Kuvio 7. Helsingin alueen pilaantuneiden maa-ainesten kaivuun ja kuljetusten hiilidioksidipäästöt (t/a) vuosina 2004–2006.

³ http://lipasto.vtt.fi/yksikkopaastot/tavaraliikenne_tieliikenne.htm

Arvio Helsingin ympäristöhallinnollisen alueen puhdistamisen ekotehokkuuden kehityksestä

Helsingin ympäristöhallinnollisella alueella vuosina 2004–2006 keskiväkiluku ja väestötiheys ovat kasvaneet. Helsingin alueella yleinen puhdistusmenetelmä on massanvaihto, joskin maaperään jätetään varsin yleisesti riskinarvioperusteisesti myös vähäisiä haitta-aineriskejä sisältäviä maa-aineksia. Näiden määrää ei kuitenkaan raportoida. Poiskuljetettujen maa-ainesten määrät ovat kasvaneet tarkastelujakson aikana. Ne ovat pääsääntöisesti sekapilaantuneita erilaisilla haitta-aineilla. Pitoisuuksiltaan kunnostetut maa-ainekset ovat olleet voimakkaasti tai lievästi pilaantuneita, joiden maa-ainesten määrät olivat tarkastelujakson aikana samassa suuruusluokassa. Täten niiden maaperään aiheuttamat riskit ovat vähentyneet tasaisesti. Alueella on puhdistamatta pilaantuneita maa-aineksia edelleen noin 4 miljoonaa tonnia (Helsingin pilaantuneiden maiden määrä, laatu ja kunnostustarve 2003, 19–21) eli noin 7 tonnia asukasta kohden. Suurimmat puhdistamattomien pilaantuneiden maa-ainesten määrät ovat kaatopaikoilla, taustapitoisuuksina ja rannan täyttöalueilla (Helsingin pilaantuneiden maiden määrä, laatu ja kunnostustarve 2003). Kaatopaikkojen ja täyttöalueiden maa-ainesten riskit on kuitenkin hallinnassa erilaisten puhdistusprojektien ansiosta. Esimerkiksi kaatopaikkojen ympäristövaikutuksia seurataan ja rakenteiden kunnostustoimenpiteitä suunnitellaan. Tiedon keräämisessä oli puutteita neitseellisten maa-ainesten käytön sekä pohjaveden pumppaustietojen osalta.

Pilaantuneiden maa-ainesten kuljetusmatkat ovat vaihdelleet muutamasta sadasta metristä yli 300 km. Lievästi pilaantuneiden maa-ainesten kuljetusmatkat ovat lyhentyneet vuosien 2004–2006 välillä merkittävästi aluetason tai kohdekohtaisista loppusijoitusratkaisuista johtuen. Sama vaikutus voitiin havaita myös voimakkaasti pilaantuneiden maa-ainesten keskimääräisissä kuljetusmatkoissa, jossa vuoden 2005 kuljetusmatka oli vain 23 km. Tulokseen vaikutti merkittävän maa-aineserien sijoittaminen lyhyellä kuljetusetäisyydellä Myllypuron kaatopaikan puhdistustyön aikana. Massakilometrien perusteella voimakkaasti pilaantuneiden maa-ainesten kuljetusten ympäristövaikutukset ovat kasvaneet tarkastelujakson aikana, kun ongelmajätteeksi luokiteltujen maa-ainesten kuljetusten vaikutukset ovat vähentyneet.

Tarkastelujakson aikana hiilidioksidipäästöt olivat suurimmat vuonna 2005, jolloin myös poistettujen maa-ainesten määrät olivat suurimmat. Täten päästöjen määrä on noudattanut maa-ainesten määriä. Irtioksydation edistymistä ei voida luotettavasti arvioida kolmen vuoden tietojen perusteella, mutta karkeasti voidaan arvioida etteivät hiilidioksidipäästöt ole vähentyneet merkittävästi. Taulukossa 16 on esitetty yhteenveto Helsingin aluetason ekotehokkuuden indikaattoreista.

Taulukko 16. Aluetason ekotehokkuuden indikaattoreiden testauksen tulosten yhteenveto. Kuljetusmatkojen massakilometrit haitta-ainepitoisuuksittain ja pilaantuneisuuden toimialatieto on esitetty edellä. Tiedot neitseellisten täyttömateriaalien käytöstä ja vedenkulutuksesta puuttuivat.

Indikaattori	Mittayksikkö	Mittarin arvo		
Alueen kokonaispinta-ala (maapinta-ala)	km ²	186		
		2004	2005	2006
Keskiväkiluku	Asukasta	559 188	559 976	562 713
Väestötiheys	Asukasta/km ²	3 006	3 011	3 025
Käytetyt puhdistusmenetelmät	Suhteelliset osuudet (%)	86 % off site (massanvaihto), 14 % on site ja in situ	94 % off site (massanvaihto), 6 % on site ja in situ	96 % off site (massanvaihto), 4 % on site ja in situ
Poiskuljetetut pilaantuneen maa-aineksen kokonaismäärä	t/a	199101	607784	304508
	t/alueen asukas	0.36	1.09	0.54
Poiskuljetettujen maa-ainesten haitta-aineet	Pilaantuneiden maa-ainesten määrät haitta-aineittain (t)	Raskasmetalleilla pilaantuneita maa-aineksia eniten	Seka-pilaantuneita maa-aineksia eniten	Seka-pilaantuneita maa-aineksia eniten
Poiskuljetettujen maa-ainesten haitta-aineiden voimakkuudet	Luokiteltuina esim. SAMA-SE-arvojen mukaan	Lievästi pilaantuneita maa-aineksia eniten	Voimakkaasti pilaantuneita maa-aineksia eniten	Lievästi pilaantuneita maa-aineksia eniten
Kuljetusmatkat	Massakilometriä kokonaismäärä ja haitta-ainepitoisuuksien mukaan (t*km)	16 946 122	19 374 794	19 435 071
Puhdistamattomat pilaantuneet maa-alueet	t (vuosi 2003)	4 000 000	Ei määritelty	Ei määritelty
	t/alueen asukas	7	Ei määritelty	Ei määritelty
Ilmastonmuutos	CO ₂ /a (kaivuun ja kuljetusten päästöt)	1 188	1 673	1 427

Tietojen perusteella voi päätellä, ettei Helsingin pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisessa ole tarkkailujaksolla tapahtunut merkittävää ekotehokkuuden edistymistä, sillä esimerkiksi poiskuljetettujen maa-ainesten määrissä ei ole havaittavissa vähentymistä. Tähän yhtenä selittävänä tekijänä on massanvaihdon yleisyys. Jatkossa alueen ekotehokkuutta voisi kehittää käyttämällä mahdollisuuksien mukaan puhdistusmenetelmiä, joissa maa-aineksia ei tarvitsisi poistaa maaperästä. Tämä tarkoittaisi sitä, että riskinarvion perusteella maaperään jätettäisiin maankäyttötarkoitukseen soveltuvia riskitasoja, tai pilaantuneet maa-ainekset jätettäisiin eristerakenteen suojaan. Helsingin ympäristöhallinnollisella alueella riskinarvioinnin perusteella jätetään maaperään jo nykyisellään suhteellisen paljon pilaantuneita maa-aineksia, mutta niiden määrää ei raportoida, mikä vaikeuttaa puhdistusmenetelmien merkittävyyksien arviointia. Pilaantuneiden maa-ainesten loppusijoituksissa pitäisi suosia aluetason tai kohdekohtaisia ratkaisuja, jotta kuljetusmatkat pysyisivät lyhyinä ja kuljetusten aiheuttamat ympäristökuormitukset vähenisivät. Tällä hetkellä täyttömaiden määrää tai laatua ei raportoida, joten niiden tilaa on mahdotonta arvioida. Jatkossa pitäisi kuitenkin kiinnittää huomiota työmaiden ylijäämämaiden hyötykäyttöön täydyissä neitseellisten maa-ainesten sijasta.

6.3

Indikaattoreiden arviointi

Luvussa 6.1 testattiin valittuja indikaattoreita käytäntöön Helsingin ympäristöhallinnollisen alueen lähtötiedoilla. Testauksessa havaittiin, että taustatekijöiden tiedot olivat helposti saatavilla. Lisäksi käytetyt puhdistusmenetelmät on raportoitu Helsingin kaupungin ympäristölautakunnan pöytäkirjoissa (Ympäristölautakunnan kokouksen pöytäkirja 2004; 2005; 2006). Alueen pinta-ala, keskiväkiluku ja väestötiheys olivat yksinkertaisia ja tarpeellisia alueiden kokoluokkien arvioinnissa. Sen sijaan testauk-

sessä havaittiin, että käytettyjen puhdistusmenetelmien suhteet ovat vääristyneet, eikä indikaattori ole edustava. Tämä johtuu siitä, ettei maaperään kohteen puhdistuksen yhteydessä jätettyjä pilaantuneita maa-ainesmääriä raportoida, jolloin indikaattorin lukuarvo ei huomioi lainkaan yhtä puhdistusmenetelmää eli eristämistä. Jotta indikaattori olisi käyttökelpoinen, pitäisi suhteellista osuutta laskettaessa huomioida myös ne kohteet, joissa puhdistamisen yhteydessä maaperään on jätetty pilaantuneita maa-aineksia. Tällä hetkellä eristämällä puhdistettujen kohteiden määrätietoa ei ole saatavilla ainakaan Helsingin alueella. Lisäksi nykyinen lainsäädäntö johtaa riskinarvioperustaiseen puhdistustarpeen arviointiin, jolloin usein voidaan jättää turvallisesti pilaantuneiksi luokiteltuja maa-aineksia maaperään tai koko maa-alue puhdistamatta. Tällöin puhdistusmenetelmien esittäminen kohdemäärien suhteellisia osuuksina voi johtaa harhaan, sillä tällöin ei oteta huomioon maa-ainesten todellisia määriä. Suositeltavinta olisi laskea puhdistusmenetelmien suhteelliset osuudet maa-ainesmääräperusteisena, mutta se vaatisi maaperään jätettyjen pilaantuneiksi luokiteltujen maa-ainesten määrien arviointia ja raportointia. Nykyisessä tilanteessa suositeltavin tapa käsitellä puhdistusmenetelmiä onkin kuvailla sanallisesti erilaisten puhdistusmenetelmien merkitystä aluetasolla. Puhdistusmenetelmien raportointi on kuitenkin hyödyllistä, jotta voidaan arvioida erilaisten puhdistusmenetelmien käytön yleisyyttä ja laaja-alaisuutta.

Helpoksi ja havainnolliseksi materiaalivirtaa kuvaavaksi indikaattoriksi osoittautui poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten määrä. Ekotehokkuustavoitteiden mukaan materiaalinkulutuksen tulisi vähentyä, ja näin ollen maa-alueiden puhdistamisessa pitäisi suosia menetelmiä, joissa materiaali- ja maa-ainesvirtoja muodostuu vähän. Tällöin poiskuljetettujen maa-ainesten määrän tulisi laskea. Oletettavasti lasku kuitenkin tasaantuu vähitellen, sillä massanvaihto tulee säilymään yhtenä puhdistusmenetelmänä. Tieto poiskuljetetuista pilaantuneista maa-ainesmääristä on suhteellisen helposti saatavilla, sillä se raportoidaan puhdistuskohteiden loppuraporteissa. Helsingin alueella tieto kerätään lisäksi Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen vuosiraporttiin.

Neitseellisten luonnonvarojen kulutusta tai täytöissä käytettävien maa-ainesten hyötykäyttöä kuvaamaan tarvittaisiin indikaattori. Täyttömaiden määrää ei kuitenkaan tällä hetkellä raportoida kohteiden loppuraporteissa, joten tietoa ei ole saatavilla. Täytöissä käytettävien neitseellisten ja hyötykäytettyjen maa-ainesten määrä olisi kuitenkin suhteellisen helppo lisätä loppuraportteihin ainakin arviona. Raportoinnin avulla voitaisiin havainnoida maa-alueiden puhdistamisen vaikutuksia maa-ainesluonnonvaran käyttöön, irtikytken kehitystä ja ylijäämämaa-ainesten hyötykäytön edistymistä.

Kuljetusmatkaindikaattoria testattiin massaperusteisesti painotetun keskikuljetusmatkan ja massakilometrin avulla. Indikaattoreiden laskenta vaati kuljetusmatkojen selvittämistä kohdekohtaisista lähtöpaikka- ja määränpäättiedoista. Tietoa ei ole siis suoraan saatavilla, vaan se vaatii erillistä arviointia ja tiedon keräämistä. Keskikuljetusmatka kuvaa keskimääräisiä kuljetusten etäisyyksiä, täten tiedon syventämiseksi keskiarvon rinnalla kannattaa tarkastella myös yksittäisiä kuljetusetäisyyksiä. Tällöin voidaan havainnoida aluetason tai kohdekohtaisten loppusijoitusratkaisujen merkittävyyttä.

Testauksen yhteydessä pohdittiin myös mediaanin käyttöä keskiarvon tilalla. Mediaani on lukuarvon tilastollista sijaintia osoittava parametri. Se kuvaa suuruusjärjestykseen asetettujen lukujen kesimmäistä lukuarvoa, tai jos kyseessä on parillinen lukuarvojen lukumäärä, tarkoitetaan kahden kesimmäisen keskiarvoa. Mediaani jakaa tilaston kahteen yhtä suureen osaan. Mediaanin laskeminen massakilometreistä ($t \cdot km$) ei ole kovinkaan havainnollinen tai ymmärrettävä indikaattori. Jos mediaani taas laskettaisiin yhdensuuntaisista kuljetusmatkoista tiedettäisiin, mikä on keskimäinen kuljetusmatka vuoden aikana, mutta tulos ei kuvaisi kuljetettujen

maa-ainesmäärien merkittävyyttä. Täten mediaanin ei arvioida olevan keskiarvoa käyttökelpoisempi indikaattori tässä käyttötarkoituksessa.

Massakilometri-indikaattori osoittaa nopeasti kuljetusten ympäristökuormituksen ja energiankulutuksen suunnan, mutta ei todellisen ympäristökuormituksen suuruutta. Massakilometrin lukuarvo ei ole kovin havainnollinen, mikä heikentää indikaattorin käytettävyyttä aluetasolla ja tekee toiminnan ohjauksen hankalaksi. Haitta-ainepitoisuuksiin sidottujen massakilometrien tarkastelu ei antanut lisää tietoa alueen ekotehokkuuden kehityksestä. Tämän perusteella arvioidaan, että massakilometri ei ole aluetasolla kovin havainnollinen indikaattori, eikä sitä tämän selvityksen tulosten perusteella suositella ekotehokkuuden aluetason mittaamiseen. Täten poistuu myös kuljetuksiin liittyvä indikaattoreiden päällekkäisyys massakilometrien ja keskiluljetusmatkojen väliltä.

Kaivuun ja kuljetusten aikaiset hiilidioksidipäästöt kuvaavat puhdistamisen ympäristövaikutusten suuruutta nykyisessä tilanteessa, jossa massanvaihto on yleinen puhdistusmenetelmä. Työvaiheiden rajausta kaivuun ja kuljetusten hiilidioksidipäästöihin tehtiin, koska nykyisin muiden massanvaihdon työvaiheiden päästöt arvioitiin elinkaariarviointien perusteella vähäisiksi. Tarkastelusta on rajattu pois puhdistamisen muiden työvaiheiden, kuten esimerkiksi maanpesun ja -polton sekä kaivantojen täytön aiheuttamat hiilidioksidipäästöt ja loppusijoituksen aiheuttamat hiilidioksidipäästöt tiedon keräämisen ja laskennan helpottamiseksi. Lisäksi muiden puhdistusmenetelmien käyttö on vähäistä, joten niiden vaikutukset hiilidioksidipäästöihin ovat pieniä. Kaivuun ja kuljetusten hiilidioksidipäästöjen laskentaan liittyy jonkin verran oletuksia muun muassa kaupunkiajon määrästä ja kuljetuskalustosta. Nämä rajaukset täytyykin huomioida hiilidioksidipäästöjen merkityksiä arvioitaessa. Indikaattorin rajaukset tulee arvioida uudelleen, mikäli käytettyjen puhdistusmenetelmien yleisyydet muuttuvat. Tällä hetkellä indikaattorin tulkintaa heikentää se, ettei maaperään maa-alueiden puhdistamisen yhteydessä jätettyjen pilaantuneiksi luokiteltujen maa-ainesten määrä raportoida, jolloin jätetään huomiotta eristämisen merkitys puhdistusmenetelmänä. Tällöin ei voida olla vakuuttuneita, onko massanvaihto yleisin puhdistusmenetelmä. Toisaalta tämän tiedon puuttuminen ei aiheuta merkittävää virhettä hiilidioksidipäästöjen laskentaa, sillä jos puhdistamisen yhteydessä syvemmällä olevia pilaantuneita maa-aineksia ei kaiveta pois vaan ne jätetään maaperään ei hiilidioksidipäästöjä muodostu ainakaan enempää. Eri alueilla indikaattori pitäisi laskea samoilla rajauksilla, jotta tulokset olisivat vertailukelpoisia. Hiilidioksidipäästöjen lukuarvon merkittävyyttä voi olla hankala arvioida, ja sitä voisikin verrata esimerkiksi koko Suomen kuljetussuoritteiden hiilidioksidipäästöihin. Hiilidioksidipäästöjen laskeminen vaatii arvioita, tiedon keräämistä ja laskentaa, joten sen tieto ei ole kovin helposti saatavilla. Täten indikaattorin tarkastelu voidaan tehdä harvemmin kuin vuosittain, esimerkiksi viiden vuoden välein.

Poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten haitta-aineiden laatu- ja pitoisuus-tiedot kuvaavat jokseenkin hyvin alueelta poistetun haitan määrää massanvaihdon ollessa yleinen puhdistusmenetelmä. Indikaattorin käyttökelpoisuutta heikentää hiilidioksidipäästöjen ja puhdistusmenetelmien suhteellisten osuuksien indikaattoreiden tavoin se, ettei puhdistamisen yhteydessä maaperään jätettyjen pilaantuneiksi luokiteltavien maa-ainesten määrää raportoida ja massanvaihdon todellinen osuus kunnostuksissa on tuntematon. Lisäksi todettiin, että poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten laadun tai pitoisuuden muutoksista oli hyvin vaikea havaita todellisia riskitasojen muutoksia aluetasolla. Poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten laatu- ja pitoisuustietoja voitaisiin verrata myös riskitoimialatietoon, mutta riskitasojen muutosta oli hankalaa tai lähes mahdotonta arvioida. Haitta-aineiden laatu- ja pitoisuustietojen avulla ei voida ohjata toimintaa ja indikaattori kuvaa enemmänkin toiminnan ominaispiirteitä sekä toimii enemmänkin taustatiedon kerääjänä. Haitta-aineiden laatu- ja pitoisuustiedot on saatavilla puhdistettujen maa-alueiden loppura-

porteista. Helsingin alueella tietoja raportoidaan myös Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen toiminnan vuosiraporteissa. Tässä selvityksessä käytettiin pitoisuuksien arvioimiseen SAMASE-arvoja, mutta jatkossa soveltuvat rajat ovat Valtioneuvoston asetuksen 214/2007 mukaisesti alemmat ja ylemmät ohjearvotasot.

Pilaantuneisuuden toimialatieto havaittiin testauksessa varsin havainnolliseksi ja hyödylliseksi indikaattoriksi, sillä sen avulla pystyttiin tuottamaan tietoa alueen pilaantuneista kohteista. Ympäristöviranomaisten kannalta toimialatiedon perusteella toimintaa voidaan ohjata heikosti tai ei ollenkaan ja tieto on heille enemmänkin kuvailevaa. Indikaattori soveltuu paremmin alueen riskikohteiden sijainteja kuvaavaksi taustatekijäindikaattoriksi. Toimialatietojen kartoitus vaatii laajoja tarkasteluja, joten indikaattoria ei kannata seurata vuosittain.

Testaukseen valituista indikaattoreista vedenkulutuksen tietoja ei ollut käytettävissä tässä tarkastelussa, joten kyseistä indikaattoria ei voida arvioida toimivuuden osalta. Vedenkulutus indikaattorina on kuitenkin hyödyllinen erityisesti alueilla, joilla pohjaveden puhdistamiseen liittyy veden pumppausta.

7 Johtopäätökset

Tämän selvityksen tarkoituksena oli pohtia, millainen ekotehokkuusmittari soveltuisi pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamistoiminnan arviointiin. Lisäksi selvitettiin millaiset ympäristökuormitusta ja materiaalivirtoja kuvaavat sekä toiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn lisäyksen indikaattorit tukisivat parhaiten pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden kehityksen seurantaan aluetasolla. Ekotehokkuuden mittaamista aluetasolla on tutkittu vähän, ja pääpaino on ollut yritystason tutkimuksissa. Suomessa on toteutettu laaja ekotehokkuuden mittaamisen tutkimushanke Kymenlaakson alueella (ks. Melanen ym. 2004), jonka periaatteita on hyödynnetty tässä selvityksessä. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden kehityksen seurantaan soveltuvia aluetason mittareita kehitettiin kirjallisuuden perusteella. Ympäristökuormitustekijöitä tarkasteltiin pilaantuneiden maa-alueiden elinkaariarviointien perusteella sekä materiaalivirtoja materiaalivirta-analyysin avulla. Lisäksi tarkasteltiin toiminnan tuottaman arvonlisäyksen indikaattoreita. Testaukseen valittiin arvioinnin perusteella indikaattorit, joiden käytökelpoisuutta arvioitiin Helsingin ympäristöhallinnollisen alueen lähtötiedoilla. Helsingin ympäristöhallinnollinen alue valittiin tarkasteluun, koska se muodostaa itsenäisen maa-alueiden puhdistamisen luvittamiseen, lupamääräysten valvontaan ja raportointiin keskittyneen alueen.

Selvityksen lähtöhypoteesina oli, ettei pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen nykyisellään toteudu ekotehokkaasti aluetasolla, ja että toimenpiteitä tarvitaan ekotehokkuuden parantamiseksi ja mittareita toiminnan kehityksen seuraamiseksi. Testattaessa indikaattoreita aluetasolla havaittiin, ettei Helsingin ympäristöhallinnollisen alueen ekotehokkuus ollut edistynyt tarkastelujakson aikana vuosina 2004–2006. Täten lähtöhypoteesi vahvistui tämän työn perusteella. Aiemmin PIRRE-hankkeessa on myös havaittu, ettei pilaantuneiden maa-alueiden puhdistaminen toteudu ekotehokkaasti (ks. Sorvari ja Antikainen 2004, 56). Tässä selvityksessä testatut indikaattorit mahdollistavat pilaantuneiden maa-alueiden puhdistustoiminnan kehityksen seurannan aluetasolla, lisäksi niitä voidaan soveltaa myös aluetason raportoinnissa ja kehitystyössä. Indikaattoreiden tietojen saatavuudessa ja merkittävyyydessä on eroja erityisesti eri alueiden välillä. Täten tässä selvityksessä suositeltuja indikaattoreita testataan vielä PIRRE-hankkeen toisessa vaiheessa indikaattoreiden ympäristöhallinnollisen aluetason soveltuvuuden varmistamiseksi. Indikaattoreiden soveltamisessa täytyy huomioida niiden rajoitukset ja epävarmuudet.

Testaukseen valittiin 13 indikaattoria. Taustatekijöiden avulla voidaan vertailla eri alueiden mittasuhteita ja eroavaisuuksia. Taustatekijöiksi valittiin alueen kokonaispinta-ala, keskiväkiluku, väestötiheys ja puhdistusmenetelmien suhteelliset osuudet. Materiaalien kulutuksen indikaattoreiksi valittiin poiskuljetettujen pilaantuneiden maa-ainesten ja täytöissä käytettävien neitseellisten maa-ainesten määrät. Ympäristö- ja materiaalivirtakuormitusta kuvasivat keskikuljetusmatkat, massakilometrit, vedenkulutus sekä kaivuun ja kuljetusten hiilidioksidipäästöt. Ym-

päristökuormituksen lisäksi riskien vähentymistä aluetasolla pyrittiin kuvaamaan välillisesti poiskuljetettujen maa-ainesten haitta-aineiden laatu- ja pitoisuustiedoilla sekä pilaantuneisuuden aiheuttaneiden toimialojen tiedoilla. Ekotehokkuusmittaria ei valittu testaukseen, sillä sen sisältämässä kustannusindikaattorissa oli tiedollisia puutteita. Näin ollen testaukseen valittiin vain ekotehokkuuden kehityksen seurantaan soveltuvia indikaattoreita.

Testatut indikaattorit olivat ekotehokkuuden kehityksen seurantaan soveltuvia, sillä ne olivat pääsääntöisesti havainnollisia ja aluetasolla merkittäviä, kuten taustatekijät, poiskuljetettujen pilaantuneiden ja neitseellisten maa-ainesten määrät sekä pilaantuneisuuden toimialatieto. Indikaattoreista massakilometrien yksikkö ei ollut kovin havainnollinen, joka heikensi sen aluetason soveltuvuutta ja toiminnan ohjaavuutta. Täten massakilometrejä ei pidetä aluetasolla merkityksellisenä indikaattorina, eikä sitä suositella ekotehokkuuden kehityksen seurantaan tukevaksi indikaattoriksi aluetasolla. Samalla poistuu massakilometri- ja keskikuljetusmatkaindikaattorien välinen päällekkäisyys. Kuljetusmatkojen arviointiin suositellaankin keskikuljetusmatkojen indikaattoria.

Testauksessa havaittiin, ettei puhdistusmenetelmien suhteellisten osuuksien laskennassa ole huomioitu maaperään riskinarvionperusteella jätettyjen pilaantuneiksi luokiteltujen maa-ainesten määrää. Maa-aineserän raportoinnin puutteellisuus kyseenalaistaa väitteen, jonka mukaan massanvaihto on yleisin puhdistusmenetelmä. Massanvaihto on yleinen puhdistusmenetelmä, mutta nykyään maaperään jätetään riskinarvion perusteella jo varsin usein pilaantuneeksi luokiteltuja maa-aineita. Suositeltavaa onkin, että puhdistusmenetelmiä kuvataan suhteellisten osuuksien sijasta sanallisesti. Massanvaihdon yleisyys vaikuttaa hiilidioksidipäästöjen ja poiskuljetettujen maa-ainesten sisältämien haitta-aineiden laatu- ja pitoisuustietojen merkittävyyteen ja tulosten tulkintaan. Tämä johtaa muun muassa siihen, ettei testattujen indikaattoreiden avulla pystytä arvioimaan maa-alueiden puhdistamisesta johtuvaa haitta-aineriskien vähenemistä aluetasolla.

Aluetasolla ekotehokkuuden kehityksen seurannan kannalta keskeistä on tiedon saatavuus. Neitseellisten maa-ainesten käyttöä ei huomioida lainkaan kohteiden puhdistusten loppuraporteissa tai aluetason tilastoinnissa, mikä todettiin erityiseksi tiedonpuutteeksi. Indikaattorin avulla voidaan kuitenkin helposti havainnollistaa luonnonvarojen käyttöä, joka olisi hyödyllinen tieto materiaalivirtojen kannalta. Myöskään vedenkulutuksen tai puhdistuskustannusten tietoja ei ollut saatavilla aluetasolla. Indikaattorina vedenkulutus on kuitenkin tarpeellinen erityisesti alueilla, joilla on runsaasti pohjaveden puhdistamiskohteita. Kustannusten raportointi mahdollistaisi puhdistustoiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn arvioimisen sekä ekotehokkuusmittarin laskemisen.

Selvityksessä arvioidut puhdistustoiminnan tuottaman hyödyn indikaattorit olivat usein tiedonkeräämisen kannalta suuritöisiä sekä vaativat paljon tiedon analysointia, lukuun ottamatta aluetilastoissa raportoitavaa bruttokansantuotetta. Lisäksi esimerkiksi maa-alueen puhdistuksen tai terveyshaittojen vähenemisen tuottamista arvonalisäyksistä oli vähän tietoa Suomen aluetasoilla. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamistoiminnan tuottaman taloudellisen hyödyn arvonalisäyksen indikaattoria ei pystytty testaamaan tämän selvityksen puitteissa, joka esti myös irtikytken taloudellisen hyödyn lisääntymisen havainnoinnin. Sen sijaan irtikytken ekologisten vaikutusten vähenemistä voidaan havainnoida poiskuljetettujen ja neitseellisten maa-ainesten määrien sekä kaivuun ja kuljetusten hiilidioksidipäästöjen avulla.

Vuoteen 2016 asti voimassaolevassa Valtakunnallisessa jätesuunnitelmassa pilaantuneiden maa-alueiden kunnostusten ekotehokkuuden lisääminen on otettu yhdeksi päätavoitteeksi. Täten ekotehokkuuden mittaamisen kehittäminen ja käyttöönotto olisi tärkeää. Jatkossa indikaattoreiden kehittämiseksi pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen yhteiskunnallisista vaikutuksista ja toiminnan tuottamista taloudelli-

sista hyödyistä pitäisi saada lisää tietoa Suomen eri alueilla. Lisäksi tässä selvityksessä ei otettu huomioon pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamiseen liittyviä tuonnin ja viennin tai niiden piilovirtojen määriä. Tiedon avulla voitaisiin kehittää materiaalivirtaindikaattoreiden laskentaa ja laajentaa ymmärrystä maa-alueiden puhdistamisen laajemmista vaikutuksista. Riskinarvioinnin aluetason indikaattoreita tulisi myös kehittää sekä pohtia suhteellisten lukuarvojen soveltuvuutta ekotehokkuuden kehittymisen seurannan indikaattoreiksi. Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden mittaamiseksi tulevaisuudessa pitäisi kehittää valtakunnallisesti yhtenevä käytäntö loppuraporteille, jossa huomioitaisiin aluetason ekotehokkuuden indikaattoreiden tiedolliset tarpeet. Lisäksi puhdistushankkeiden ekotehokkuuden kehittymisen seuraamiseksi tulisi aluetasolla sopia tiedon keräämisen tavoista, tiedon analysoinnista ja vastuuhenkilöistä.

LÄHTEET

- Adriaanse, A., Bringezu, S., Hammond, A., Moriguchi, Y., Rodenburg, E., Rogich, D. ja Schütz, H. 1997. Resource flow: The Material Basis of Industrial Economies. Washington DC: World Resources Institute.
- Alanko, K. ja Järvinen, K. 2001. Pilaantuneen maa-alueen kunnostuksen yleissuunnitelma. Ympäristöopas 83, Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Antikainen, R., Gustafsson, J. ja Kivimäki, A.-L. 2004. Kunnostusmenetelmät ja niiden ympäristövaikutusten tarkastelu. Teoksessa: Sorvari, J. ja Antikainen, R. (toim.). Katsaus pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan nykykäytäntöihin. Suomen ympäristökeskuksen moniste 314, 41-49. Saatavilla www.muodossa: http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=113165&lan=fi (Haettu 20.10.2006).
- Antikainen, R. ja Sorvari, J. 2006. Miten hallita pilaantuneen maa-alueen riskejä ekotehokkaasti. Ympäristö ja Terveys -lehti, 9, 60-63.
- Balasubramaniam, A., Boyle A. R. ja Voulvoulis N. 2007. Improving petroleum contaminated land remediation decision-making through the MCA weighting process. Chemosphere, 66(5), 791-798.
- Blanc, A., Métivier-Pignon H., Gourdon R. ja Rousseaux P. 2004. Life cycle assessment as a tool for controlling the development of technical activities: application to the remediation of a site contaminated by sulphur. Advances in Environmental Research, 8(3-4), 613-627.
- Boardman, A., Greenberg, D., Vining, A. ja Weimer, D. 2006. Cost-benefit Analysis: Concepts and Practice. 3rd edition. Prentice Hall. US.
- Bond, S. 2001. Stigma assessment: the case of a remediated contaminated site. Journal of Property Investment & Finance, 2001, 19(2), 88-210.
- Brattebø, H. 2005. Toward a Methods Framework for Eco-efficiency Analysis. Journal of Industrial Ecology, 9(4), 9-11.
- Bringezu, S. ja Moriguchi, Y. 2002. Material flow analysis. Teoksessa: Ayres, R. ja Ayres, L. W. (toim.) 2002. A Handbook of Industrial Ecology. Edward Elgar, UK, 79-90.
- Bringezu, S., Schütz, H. ja Moll, S. 2003. Rationale for and Interpretation of Economy-Wide Materials Flow Analysis and Derived Indicators. Journal of Industrial Ecology, 7(2), 43-64.
- Cadotte, M., Deschênes, L. ja Samson R. 2007. Selection of a Remediation Scenario for a Diesel-Contaminated Site Using LCA. International Journal of Life Cycle Analysis, 12 (4), 239-251.
- Dahlbo, H., 2001. Jätteen luokittelu ongelmajätteeksi: arvioinnin perusteet ja menetelmät.. Ympäristöopas 98, Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Dahlström, K. ja Ekins, P. 2005. Eco-efficiency Trends in the UK Steel and Aluminum Industries. Differences between Resource Efficiency and Resource Productivity. Journal of Industrial Ecology, 9(4), 171-188.
- Day, S. J., Morse, G. K. ja Lester, J. N. 1997. The cost effectiveness of contaminated land remediation strategies. The Science of the Total Environment, 201, 125-136.
- DeSimone, L. D. ja Popoff, F. 2000. Eco-Efficiency: The Business Link to Sustainable Development. The MIT Press: Cambridge.
- Diamond, M. L., Page, C. A., Campbell, M., McKenna, S. ja Lall, R. 1999. Life-cycle Framework for Assessment of Site Remediation Options: Method and Generic Survey. Environmental Toxicology and Chemistry, 18(4), 788-800.
- Ehrenfeld, J. R. 2005. Eco-efficiency. Philosophy, Theory and Tools. Journal of Industrial Ecology, 9(4), 6-8.
- Ekotehokkuus ja factor-ajattelu. 1998. Kauppa- ja teollisuusministeriön työryhmä- ja toimikuntaraportteja 1/1998. Helsinki.
- Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2006/118/EY pohjaveden suojelusta pilaantumiselta ja huononemiselta.
- EURODEMO 2005. Interim results for the 'Framework for Sustainable Land Remediation and Management'. Deliverable reference number: D 5-1. Final Version, 31.12.2005.
- EURODEMO 2007. Environmental Efficiency Criteria – Report on Case Studies. Deliverable reference number: D 5-2. Final Version, 30.12.2007.
- European Commission 2001. Economy-wide material flow accounts and derived indicators. A methodological guide. Eurostat Theme 2, Economy and finance. Luxembourg, Office for Official Publications of the European Commission. Saatavilla [http://epp.eurostat.cec.eu.int/cache/ITY_OFFPUB/KS-34-00-536/EN/KS-34-00-536-EN.PDF](http://www.muodossa: http://epp.eurostat.cec.eu.int/cache/ITY_OFFPUB/KS-34-00-536/EN/KS-34-00-536-EN.PDF) (Haettu 11.2.2008).
- Hamilton, J. T. ja Viscusi W. K. 1999. How costly in "clean"? An analysis of the benefits and costs of superfund site remediations. Journal of Policy Analysis and Management, 18(1), 2-28.
- Hammer, M., Giljum, S., Bargigli, S. ja Hinterberger, F. 2003. Material Flow Analysis on the Regional Level: Questions, Problems, Solutions. Working NEDS papers 2. Saatavilla www.neds-projekt.de/NEDS_WP_2_04_2003.pdf (Haettu 11.2.2008).
- Harbottle, M., Al-Tabbaa A. ja Evans C. 2006. Assessing the true technical/environmental impacts of contaminated land remediation – a case study of containment, disposal and no action. Land Contamination & Reclamation, 14(1), 85-99.
- Helsingin pilaantuneiden maiden määrä, laatu ja kunnostustarve. 2003. Helsingin kaupunki. Likaantuneet maat työryhmä. Helsinki 14.11.2003.
- Hinterberger, F., Giljum, S. ja Hammer, M. 2003. Material Flow Accounting and Analysis (MFA). A Value Tool for Analyses of Society-Nature Interrelationships. SERI Background Paper, Nr. 2.

- Hinterberger, F. ja Schneider, F. 2001. Eco-efficiency of regions: Towards Reducing Total Material Input. 7th European Roundtable on Cleaner Production 2001, 2-4 May, Lund, Sweden. Saatavilla [www-muodossa: http://www.decroissance.org/francois/recherche/articles/eeregion2.pdf](http://www.decroissance.org/francois/recherche/articles/eeregion2.pdf) (Haettu 4.1.2008).
- Honkasalo, A. 2001. Ekotehokkuus, tuotepolitiikka ja ympäristöpolitiikan ohjauskeinot. Helsingin kaup-pakorkeakoulun julkaisu B – 37. Helsinki.
- Huijbregts, M. A. J. 1998. Application of Uncertainty and variability in LCA. Part I: A general Frame-work for the analysis of uncertainty and variability in life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 3(5), 273-280.
- Hukkinen, J. 2001. Eco-efficiency as abandonment of nature. *Ecological Economics*, 38, 311-315.
- Huppes, G. ja Ishikawa, M. 2005a. A Framework for Quantified Eco-Efficiency Analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 25-41.
- Huppes, G. ja Ishikawa, M. 2005b. Eco-efficiency and Its Terminology. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 43-46.
- International Standard (ISO) 2006a. ISO 14040. Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Periaat-teet ja pääpiirteet.
- International Standard (ISO) 2006b. ISO 14044. Ympäristöasioiden hallinta. Elinkaariarviointi. Vaati-mukset ja suuntaviivoja.
- Jackson, T. 2001. The effect of previous environmental contamination on industrial real estate prices. *The Appraisal Journal*, 69(2), 200-211.
- Jackson, T. 2002. Environmental Contamination and Industrial Real Estate Prices. *The Journal of Real Estate Research*, 23(1/2), 179-199.
- Järvinen, K. ja Salonen, S. 2004. Pilaantuneiden maiden kunnostuskustannukset Suomessa. Suomen ym-päristökeskus, muistio, 10.4.2004. Saatavilla [www-muodossa: http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=24715&lan=fi](http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=24715&lan=fi) (Haettu 4.4.2008).
- Jäteasetus 1993/1072. Saatavilla [www-muodossa: http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/1993/19931390](http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/1993/19931390) (Haettu 1.4.2008).
- Jätehuoltolaki 673/1978.
- Jätelaki 1993/1072. Saatavilla [www-muodossa: http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1993/19931072](http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1993/19931072) (Haettu 1.4.2008).
- Kaufman, M., Rogers, D. ja Murray, K. 2005. An empirical model for estimating remediation costs at contaminated sites. *Water, Air and Soil Pollution*, 167, 365-386.
- Kauppila, J. ja Tuomainen, J. 2006. Estääkö ympäristölupajärjestelmä maaperän puhdistamishankkeen järkevän toteuttamisen. *Ympäristö ja Terveys –lehti*, 7, 24-27.
- Kautto, P. 2007. Pilaantuneiden maiden kunnostuskustannukset. Lahden ammattikorkeakoulu. Ympä-ristöteknologian koulutusohjelma. Opinnäytetyö.
- Kleijn, R. 2001. Adding It All Up. The Sense and Non-Sense of Bulk-MFA. *Journal of Industrial Ecology*, 4(2), 7-8.
- Koskela, S., Hiltunen, M.-R., Tenhunen, J., Seppälä, J., Myllymaa, T. ja Melanen, M. 2004. Osa 3. Ym-päristöindikaattorit Kymenlaakson alueelle. Teoksessa: Koskela, S. (toim.). Kymenlaakson alueel-linen ympäristöanalyysi ja ympäristöindikaattorit. Ecoreg-hankkeen dokumentointiraportti 1. Suomen ympäristö 697, 109-139. Saatavilla [www-muodossa: http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=20745&lan=fi](http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=20745&lan=fi) (Haettu 9.1.2008).
- Kuosmanen, T. 2005. Measurement and Analysis of Eco-efficiency. An Economist's Perspective. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 15-18.
- Leminen, K. ja Pyrylä, R. 2001. Teollisuuden muisto: Helsingin maaperän saastuminen ja kunnostus. Teoksessa: Laakkonen, S., Laurila, S., Kansanen, P. ja Schulman, H. (toim.). Näkökulmia Helsingin ympäristöhistoriaan, Kaupunki ja sen ympäristö 1800- ja 1900-luvulla. Edita/Helsingin kaupungin tietokeskus, 76-89. Saatavilla [www-muodossa: http://blogit.helsinki.fi/envirohist/helsinki/nako-kulmia_kirja.htm](http://blogit.helsinki.fi/envirohist/helsinki/nako-kulmia_kirja.htm) (Haettu 3.12.2007).
- Lesage, P., Ekvall, T., Deschênes, L. ja Samson, R. 2007. Environmental Assessment of Brownfield Reha-bilitation Using Two Different Life Cycle Inventory Models. *International Journal of Life Cycle Analysis*, 12(7), 497-513.
- Loikkanen, T., Mälkki, H., Virtanen, Y., Katajajuuri, J.-M., Seppälä, J., Leivonen, J. ja Reinikainen, A. 1999. Elinkaariarviointi yritysten ja viranomaisten ympäristöhallinnan päätöksenteon tukena – nyky-tila ja kehitystarpeet. Teknologian kehityskeskus, teknologiakatsaus 68/1999.
- Melanen, M., Seppälä, J., Myllymaa, T., Mickwitz, P., Rosenström, U., Koskela, S., Tenhunen, J., Mäen-pää, I., Hering, F., Estlander, A., Hiltunen, M.-R., Toikka, M., Mänty, E., Liljeqvist, L. ja Pesari, J. 2004. Alueellisen ekotehokkuuden mittaaminen – mallina Kymenlaakso. Ecoreg-hankkeen päätulokset. Suomen ympäristö 735. Helsinki.
- Mickwitz, P., Melanen, M., Rosenström, U. ja Seppälä J. 2005. Regional eco-efficiency indicators – a parti-cipatory approach. *Journal of Cleaner Production*, 14, 1603-1611.
- Mäenpää, I. ja Juutinen, A. 2002. Materials Flows in Finland. Resource Use in a Small Open Economy. *Journal of Industrial Ecology*, 5(3), 33-48.
- Mäenpää, I. ja Mänty, E. 2004. Kymenlaakson taloudelliset ja ainevirtaindikaattorit. Ecoreg-hankkeen dokumenttiraportti 2. Suomen ympäristö 698, ympäristösuojelu. Saatavilla [www-muodossa: http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=20871&lan=fi](http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=20871&lan=fi) (Haettu 9.1.2008).

- Nijboer, M. H., Okx, J. P., Beinat, E., van Drunen, M. A. ja Janssen, R. 1998. REC: A decision support system for comparing soil remediation options based on Risk reduction, environmental merit and costs. *ConSoil '98*, May 17-21, EICC, Edinburgh, UK, Sixth International FZK/TNO Conference on Contaminated Soil. Thomas Telford, London, 1173-1174.
- Norland, I. T. ja Lafferty, W. M. 2003. National Report, Regional Sustainable Development, Norway. Prosus, Centre for Development and the Environment, University of Oslo. REGIONET – Thematic Network: Strategies for Regional Sustainable Development, An Integrated Approach Beyond Best Practice, EU 5th Framework Programme. Saatavilla [www-muodossa: http://www.prosus.uio.no/english/local/region/norway_national_report.pdf](http://www.prosus.uio.no/english/local/region/norway_national_report.pdf) (Haettu 17.1.2008).
- Norris, G., A. 2001. Integrating Life Cycle Cost Analysis and LCA. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 6(2), 118-120.
- NRTEE (National Round Table on the Environment and the Economy) 2001. Eco-Efficiency Indicators. Calculating Eco-efficiency Indicators: A Workbook for Industry. NRTEE, Canada. Saatavilla [www-muodossa: http://www.nrtee-trnee.ca/eng/publications/ecoefficiency-workbook/Ecoefficiency-Workbook-eng.pdf](http://www.nrtee-trnee.ca/eng/publications/ecoefficiency-workbook/Ecoefficiency-Workbook-eng.pdf) (Haettu 8.2.2008).
- OECD 1998. Eco-efficiency. Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development.
- Page, C. A., Diamond, M. L., Campbell, M. ja McKenna, S. 1999. Life-cycle framework for assessment of site remediation options: Case study. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18(4), 801-810.
- Peura, T. 2001. Ympäristöindikaattorit ympäristösuorituskyvyn arvioinnissa suomalaisissa sertifioituissa yrityksissä. Pohjois-Savon ammattikorkeakoulun julkaisusarja A 6/2001. Kuopio.
- Puolanne, J., Pyy, O. ja Jeltsch, U. (toim.) 1994. Saastuneet maa-alueet ja niiden käsittely Suomessa. Saastuneiden maa-alueiden selvitys- ja kunnostusprojekti; loppuraportti. Ympäristöministeriö, Helsinki. Ympäristösuojeluosasto, muistio 5.
- Rebitzer, G. ja Hunkeler, D. 2003. Life Cycle Costing in LCM: Ambitions, Opportunities, and Limitations. Discussing a Frameworks. *International Journal of Life Cycle Analysis*, 8(5), 253-256.
- Reinikainen, J. 2003. Reaktiiviset seinämät pilaantuneen pohjaveden käsittelyssä. Suomen ympäristö 628, Helsinki. Saatavilla [www-muodossa: http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=25995&lan=fi](http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=25995&lan=fi) (Haettu 4.4.2008).
- Rosenström, U. ja Mickwitz, P. 2004. Kymenlaakson ekotehokkuuden mittaamista tukevat sosiaalis-kulttuuriset indikaattorit. ECOREG-hankkeen dokumentointiraportti 3. Suomen ympäristö 699. Saatavilla [www-muodossa: http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=20887&lan=fi](http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=20887&lan=fi) (Haettu 18.1.2008).
- Rosenström, U. ja Palosaari, M. 2000. Kestävyyden mitta. Suomen kestävän kehityksen indikaattorit 2000. Suomen ympäristö 404. Helsinki.
- Rüdenauer, E., Gensch, C.-O., Griefhammer R. ja Bunke D. 2005 Integrated Environmental and Economic Assessment of Products and Processes. A Method for Eco-efficiency Analysis. *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 105-116.
- Sarkkila, J., Mroueh, U.-M. ja Leino-Forsman, H. 2004. Pilaantuneen maan kunnostaminen ja laadunvarmistus. Ympäristöopas 110, Helsinki. Saatavilla [www-muodossa: http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=13915&lan=fi](http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=13915&lan=fi) (Haettu 4.4.2008).
- Schaltegger, S. ja Burritt, R. 2000. Contemporary Environmental Accounting. Issues, Concepts and Practice. Sheffield: Greenleaf Publishing Limited.
- Schaltegger, S. ja Sturm, A. 1989. Ökologieinduzierte entscheidungsprobleme des managements. Ansatzpunkte zur ausgestaltung von instrumenten. [Ecology induced management decision support. Starting points for instrument formation.] WWZ-Discussion Paper No. 8914. Basel, Switzerland: WWZ.
- Schmidt-Bleek, F. 2000. Luonnon uusi laskentaoppi. Ekotehokkuuden mittari, MIPS. Gaudeamus Kirja Oy, Tampere.
- Seppälä, J., Melanen, M., Mäenpää, I., Koskela, S., Tenhunen, J. ja Hiltunen, M.-R. 2005. How Can the Eco-efficiency of a Region be Measured and Monitored? *Journal of Industrial Ecology*, 9(4), 117-130.
- Sorvari, J. ja Antikainen, R. (toim.) 2004. Katsaus pilaantuneiden maa-alueiden riskinhallinnan nykykäytäntöihin. Suomen ympäristökeskuksen moniste 314. Saatavilla [www-muodossa: http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=113165&lan=fi](http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=113165&lan=fi) (Haettu 20.10.2006).
- Sorvari, J., Antikainen, R. ja Utriainen, E. 2005. Estimating eco-efficiency in soil remediation – studies on four model sites. *ConSoil 2005*, Oct. 2005, Bordeaux, France, the 9th International FZK/TNO conference on soil water systems, 2480-2486.
- Sosiaali- ja terveysministeriön asetus talousveden laatuvaatimuksista ja valvontatutkimuksista 461/2000. Saatavilla [www-muodossa: http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2000/20000461](http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2000/20000461) (Haettu 1.4.2008).
- Steen, B. 2005. Environmental costs and benefits in life cycle costing. *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 16(2), 107-118.
- Tenhunen, J., Seppälä, J., Koskela, S., Hiltunen, M.-R. ja Melanen, M. 2004. Osa 2. Ympäristöä muuttavien ja kuormittavien tekijöiden vaikutusten arviointi. Teoksessa: Koskela, S. (toim.). Kymenlaakson alueellinen ympäristöanalyysi ja ympäristöindikaattorit. ECOREG-hankkeen dokumentointiraportti 1. Suomen ympäristö 697, 83-109. Saatavilla [www-muodossa: http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=20745&lan=fi](http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=20745&lan=fi) (Haettu 9.1.2008).
- Toffoletto, L., Deschênes, L. ja Samson R. 2005. LCA of Ex-Situ Bioremediation of Diesel-Contaminated Soil. *International Journal of Life Cycle Analysis*, 10(6), 406-416.

- UNCTAD (United Nations Conference on Trade and Development) 2004. A Manual for the Preparers and Users of Eco-efficiency Indicators. Version 1.1. UNCTAD, Geneva. Saatavilla [www-muodossa: http://www.ellipson.com/files/studies/Eco_eff_Guideline.pdf](http://www.ellipson.com/files/studies/Eco_eff_Guideline.pdf) (Haettu 8.2.2008).
- Valtioneuvosto 2008. Kohti kierrätysyhteiskuntaa. Valtioneuvoston 10.4.2008 hyväksymä valtakunnallinen jättesuunnitelma vuoteen 2016. Saatavilla [www-muodossa: http://www.environment.fi/download.asp?contentid=83458&lan=fi](http://www.environment.fi/download.asp?contentid=83458&lan=fi) (Haettu 21.4.2008).
- Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista 214/2007. Saatavilla [www-muodossa: http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2007/20070214](http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2007/20070214) (Haettu 26.3.2008).
- Valtioneuvoston asetus vesiympäristölle vaarallisista ja haitallisista aineista 1022/2006. Saatavilla [www-muodossa: http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2006/20061022](http://www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2006/20061022) (Haettu 1.4.2008).
- Vegter, J. J., Lowe, J. ja Kasamas H. (toim.) 2002. Sustainable Management of Contaminated Land: An Overview. A report from the Contaminated Land Rehabilitation Network for Environmental Technologies (CLARINET). Version: August 2002. Saatavilla [www-muodossa: http://clu.in.org/wales/download/1CLARINET_RBLM_report.pdf](http://clu.in.org/wales/download/1CLARINET_RBLM_report.pdf) (Haettu 4.4.2008).
- Volkwein, S., Hurting, H-W ja Klöpffer, W. 1999. Life cycle assessment of contaminated sites remediation. International Journal of Life Cycle Assessment, 4(5), 263-274.
- WBCSD 2000 a. Eco-Efficiency. Creating more value with less impact. Geneva, World Business Council for Sustainable Development.
- WBCSD 2000 b. Measuring Eco-Efficiency. A guide to reporting company performance. Geneva, World Business Council for Sustainable Development.
- Welford, R. 1996. Hijacking environmentalism? – Corporate responses to sustainable development. Teoksessa: Ulhøi, J., P. ja Madsen H. (toim.). Industrial and the environment: Practical applications of environmental management approaches in business. Aarhus: The Aarhus School of Business, 367-380.
- Wolka, K. K. 1997. Emerging Ideas: Site-Specific Benefit-Cost Analysis for Environmental Remediation Projects. Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management, 1(2), 47-49.
- Ympäristöministeriö 2007. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi. Ympäristöhallinnon ohjeita 2/2007. Saatavilla [www-muodossa: http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=237050&lan=fi](http://www.ymparisto.fi/default.asp?contentid=237050&lan=fi) (Haettu 4.3.2008).
- Ympäristönsuojelulaki 2000/86. Saatavilla [www-muodossa: http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2000/20000086](http://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2000/20000086) (Haettu 26.3.2008).

Pöytäkirjat

- Ympäristölautakunnan kokouksen pöytäkirja, 2005. Pilaantuneen maaperän kunnostaminen Helsingissä vuonna 2004. Kokouksen pöytäkirja 8.2.2005 (2/05) § 44, Yvp/2. Saatavilla [www-muodossa: http://www.hel2.fi/ymk/lautakunta/2005/PK2005/PK_2005-html/PK_02_05.html](http://www.hel2.fi/ymk/lautakunta/2005/PK2005/PK_2005-html/PK_02_05.html) (Haettu 3.12.2007).
- Ympäristölautakunnan kokouksen pöytäkirja, 2006. Pilaantuneen maaperän kunnostaminen Helsingissä vuonna 2005. Kokouksen pöytäkirja 14.2.2006, § 60, Yvp/2. Saatavilla [www-muodossa: http://www.hel2.fi/ymk/lautakunta/2006/PK_2006_html/pk_3_06.html](http://www.hel2.fi/ymk/lautakunta/2006/PK_2006_html/pk_3_06.html) (Haettu 3.12.2007).
- Ympäristölautakunnan kokouksen pöytäkirja, 2007. Pilaantuneen maaperän kunnostaminen Helsingissä vuonna 2006. Kokouksen pöytäkirja 6.3.2007 (4/07) §85, Yvp/2. Saatavilla [www-muodossa: http://www.hel2.fi/ymk/lautakunta/2007/pk_4_07.html](http://www.hel2.fi/ymk/lautakunta/2007/pk_4_07.html) (Haettu 3.12.2007).

KUVAILEHTI

Julkaisija	Suomen ympäristökeskus SYKE			Julkaisu-aika Lokakuu 2008
Tekijä(t)	Nea Nerg			
Julkaisun nimi	Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden mittaaminen aluetasolla			
Julkaisusarjan nimi ja numero	Suomen ympäristökeskuksen raportteja 29 / 2008			
Julkaisun teema				
Julkaisun osat/ muut saman projektin tuottamat julkaisut	Julkaisu on saatavana ainoastaan internetissä: http://www.ymparisto.fi/julkaisut			
Tiivistelmä	<p>Ekotehokkuuden päätavoitteena on tuottaa enemmän vähemmästä. Ekotehokkuusajattelun mukaan tuotetun hyödyn tulisi kasvaa ekologisten vaikutusten vähentyessä. Suomessa on todettu, ettei maa-alueiden puhdistamisen riskinhallinta aina toteudu ekotehokkaasti, ja uusia menetelmiä ja keinoja tarvitaan ekotehokkuuden parantamiseksi. Tämän selvityksen tavoitteena oli pohtia pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden kehityksen seurantaan soveltuvia mittareita aluetasolla. Alueellisesti ekotehokas pilaantuneiden maa-alueiden puhdistaminen määriteltiin toiminnaksi, jossa haitta-aineiden riskit hallitaan, ympäristöön kohdistuu mahdollisimman vähän päästöjä ja luonnonvaroja käytetään mahdollisimman vähän. Samanaikaisesti toiminnan tulee olla taloudellisesti tehokasta.</p> <p>Soveltuvia mittareita tutkittiin kirjallisuustarkastelun avulla. Selvityksessä määriteltiin ekotehokkuuden kehittymisen seurantaan tukevia indikaattoreita elinkaariarvioinnin ja materiaali-virta-analyysin avulla sekä pohdittiin toiminnan tuottamien taloudellisten hyötyjen käyttöä ekotehokkuuden arvioinnissa. Yhtenä mittarina tarkasteltiin ekotehokkuusmittarin toimivuutta. Kirjallisuustarkastelusta johdettujen indikaattoreiden toimivuutta testattiin Helsingin ympäristöhallinnollisen alueen tiedoilla.</p> <p>Testauksen jälkeen alueellisen ekotehokkuuden seurantaan suositeltiin 12 indikaattoria, joista osa oli määrällisiä ja osa laadullisia: alueen pinta-ala, keskiväkiluku, väentiheys, käytetyt kunnostusmenetelmät, poiskuljetettujen maa-ainesten määrä, poiskuljetettujen maa-ainesten haitta-aineet ja niiden pitoisuudet, pilaantuneisuuden toimialat, neitseellisen puhtaan täyttömaan tarve, keskikuljetusmatkat, vedenkulutus, kaivun ja kuljetusten hiilidioksidipäästöt. Näitä indikaattoreita voidaan soveltaa pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden kehityksen seurannassa, raportoinnissa ja kehitystyössä aluetasolla. Indikaattoreihin ja niiden tulkintaan liittyy jonkin verran epävarmuustekijöitä, joista merkittävin liittyy massanvaihdon yleisyyteen, sillä maaperään riskinarvioperusteisesti jätettyjen pilaantuneiksi luokiteltujen maa-ainesten määriä ei raportoida. Tulevaisuudessa tulisi puhdistushankkeiden loppuraportointia kehittää tukemaan alueellisen ekotehokkuuden seurantaan sekä rakentaa alueellisella tasolla järjestelmä tiedon keräämiseen ja hyödyntämiseen.</p>			
Asiasanat	maaperän saastuminen, maaperä, pilaantuminen, puhdistus, kunnostus, ekotehokkuus, indikaattorit, mittarit, saastuneet alueet, riskienhallinta			
Rahoittaja/ toimeksiantaja	Suomen ympäristökeskus, Helsingin kaupunki			
	ISBN (nid.)	ISBN 978-952-11-3256-8 (PDF)	ISSN (pain.)	ISSN 1796-1726 (verkkoj.)
	Sivuja 80	Kieli Suomi	Luottamuksellisuus Julkinen	Hinta (sis.alv 8 %)
Julkaisun myynti/ jakaja	Suomen ympäristökeskus SYKE, PL 140, 00251 Helsinki Puh. 020 610 123 Sähköposti: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.ymparisto.fi/syke			
Julkaisun kustantaja	Suomen ympäristökeskus SYKE, PL 140, 00251 Helsinki Puh. 020 610 123 Sähköposti: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.ymparisto.fi/syke			
Painopaikka ja -aika				

PRESENTATIONSBLAD

Utgivare	Finlands miljöcentral SYKE			Datum Oktober 2008
Författare	Nea Nerg			
Publikationens titel	Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden mittaaminen aluetasolla (Ekoeffektivitetsmätning på lokal nivå av rengöring av förorenat jordområde)			
Publikationsserie och nummer	Rapporter av Finlands miljöcentral 29 / 2008			
Publikationens tema				
Publikationens delar/andra publikationer inom samma projekt	Publikationen finns tillgänglig endast på internet: www.ymparisto.fi/syke/julkaisut .			
Sammandrag	<p>Huvudmålet med ekoeffektivitet är att producera mera av mindre. Enligt ekoeffektivitetstänkandet borde den tillkomna nyttan öka samtidigt som de ekologiska effekterna minskar. Man har i Finland konstaterat att riskhanteringen av rengöringen av jordområden inte alltid förverkligas ekoeffektivt, och det behövs nya metoder och medel för förbättring av ekoeffektiviteten. Denna utredning hade som avsikt att på lokal nivå begrunda mätare som lämpar sig för uppföljning av utvecklingen av hur ekoeffektiv rengöringen av förorenade jordområden är. Lokalt ekoeffektiv rengöring av förorenade jordområden definierades som verksamhet i vilken man har kontroll över riskerna gällande skadeämnen, miljön utsätts för möjligast lite utsläpp och man förbrukar möjligast lite naturresurser. Samtidigt bör verksamheten var ekonomiskt effektiv.</p> <p>Lämpliga mätare undersöktes med hjälp av en litteraturgranskning. I utredningen definierades indikatorer som stöder uppföljningen av utvecklingen av ekoeffektiviteten med hjälp av livscykelanalys och materialflödesanalys. Dessutom begrundades användningen av den ekonomiska nyttan som verksamheten producerade, som en del av bedömningen av ekoeffektiviteten. Som en mätare undersöktes ekoeffektivitetsmätarens funktionalitet. Funktionaliteten av indikatorerna som härletts ur litteraturgranskningen testades med hjälp av fakta från Helsingfors miljöadministrativa område.</p> <p>Efter testningen föreslogs 12 indikatorer för uppföljning av lokal ekoeffektivitet, varav vissa är kvantitativa och vissa kvalitativa: områdets areal, medelfolkmängd, befolkningstäthet, använda restaureringsmetoder, mängden bortforslat jordämne, skadeämnen i bortforslat jordämne och halten av dem, föroreningskategori, behovet av oförorenad fyllmassa, medeltransportsträckor, vattenförbrukning, koldioxidutsläpp för grävning och transport. Dessa indikatorer kan tillämpas då man på lokal nivå följer upp utvecklingen av rengöringens ekoeffektivitet av förorenade jordområden, samt i rapporteringen och utvecklingsarbetet. Gällande indikatorerna och tolkningen av dem finns vissa osäkerhetsfaktorer, varav den mest betydande har att göra med allmänheten av byte av massa, eftersom man inte rapporterar mängderna förorenat jordämne som lämnats kvar i jordmånen baserat på riskvärdering. I framtiden borde man utveckla slutrapporteringen av rengöringsprojekt till att stöda uppföljningen av lokal ekoeffektivitet, samt på lokal nivå skapa ett system för insamling och utnyttjande av information.</p>			
Nyckelord	förorening av marken, jord, förorening, sanering, ekoeffektivitet, indikatorer, mätare, kontaminerat område, riskhantering			
Finansiär/uppdragsgivare	Finlands miljöcentral, Helsingfors			
	ISBN (hft.)	ISBN 978-952-11-3256-8 (PDF)	ISSN (print)	ISSN 1796-1726 (online)
	Sidantal 80	Språk Finska	Offentlighet Offentlig	Pris (inh. moms 8 %)
Beställningar/distribution	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors Tfn. +358 20 610 123 Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.miljo.fi/syke			
Förläggare	Finlands miljöcentral (SYKE), PB 140, 00251 Helsingfors Tfn. +358 20 610 123 Epost: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.miljo.fi/syke			
Tryckeri/tryckningsort och -år				

DOCUMENTATION PAGE

<i>Publisher</i>	Finnish Environment Institute			<i>Date</i> October 2008
<i>Author(s)</i>	Nea Nerg			
<i>Title of publication</i>	Pilaantuneiden maa-alueiden puhdistamisen ekotehokkuuden mittaaminen aluetasolla (Eco-efficiency indicators in regional contaminated soil management)			
<i>Publication series and number</i>	Reports of Finnish Environment Institute 29 / 2008			
<i>Theme of publication</i>				
<i>Parts of publication/ other project publications</i>	The publication is only available on the Internet: www.environment.fi/publications			
<i>Abstract</i>	<p>The main goal of eco-efficiency is to produce more from less, which means the growth of utility with fewer ecological impacts. The current risk-management of contaminated soil remediation in Finland has been found not to be eco-efficient, and practices and methods for improvement are needed. The aim of this survey was to identify the most suitable indicators for monitoring the development of the regional eco-efficiency in contaminated soil risk management. In this survey, the eco-efficient remediation was defined as an economically efficient action in which the remediation risks are controlled, the environmental effects are reduced and fewer natural resources are used.</p> <p>The suitable indicators were considered on the basis of a literary review. The indicators are based on the life-cycle analysis (LCA), material flow analysis (MFA) and evaluation of economic value. Furthermore, the eco-efficiency ratio was considered. The applicability of the selected indicators was tested in practice with data from the Helsinki region.</p> <p>Twelve main indicators were selected for measuring regional eco-efficiency in the remediation process: area of the region, population, population density, used remediation methods, the amount of transported contaminated soil, substances and their concentrations in transported contaminated soil, contamination branch, the need of clean soil, mean distance of transportation, water consumption and carbon dioxide emissions of transportation and excavation. Selected indicators can be used to monitor the development of regional eco-efficiency and to report contaminated soil remediation. However, there are certain uncertainties related to the interpretation of the indicator results. The most significant is the unknown prevalence of the dig-and-dump method due to the not reported amount of un-remediated soil. In future, new methods should be developed to support the remediation reporting. A data management system should also be created to promote the regional eco-efficiency monitoring.</p>			
<i>Keywords</i>	soil contamination, soil, contamination, remediation, eco-efficiency, indicators, contaminated sites, risk management			
<i>Financier/ commissioner</i>	Finnish Environment Insitute and the City of Helsinki			
	ISBN (pbk.)	ISBN 978-952-11-3256-8 (PDF)	ISSN (print)	ISSN 1796-1726 (online)
	No. of pages 80	Language Finnish	Restrictions Public	Price (incl. tax 8 %) 47,00 €
<i>For sale at/ distributor</i>	Finnish Environment Institute SYKE, P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Phone +358 20 610 123, Fax +358-9-5490 2190 Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Financier of publication</i>	Finnish Environment Institute SYKE, P.O.Box 140, FI-00251 Helsinki, Finland Phone +358 20 610 123, Fax +358-9-5490 2190 Email: neuvonta.syke@ymparisto.fi , www.environment.fi/syke			
<i>Printing place and year</i>				



ISBN 978-952-11-3256-8 (PDF)

ISSN 1796-1726 (verkkoj.)